# LES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES DANS LE MILIEU AQUATIQUE:

## FORMATION, SOURCES, DEVENIR

## ET EFFETS SUR LE BIOTE AQUATIQUE

CNRC N° 18982

CONSEIL NATIONAL DE RECHERCHES DU CANADA

COMITÉ ASSOCIÉ DU CNRC SUR LES CRITÈRES SCIENTIFIQUES
CONCERNANT L'ÉTAT DE L'ENVIRONNEMENT

# LES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES DANS LE MILIEU AQUATIQUE: FORMATION, SOURCES, DEVENIR ET EFFETS SUR LE BIOTE AQUATIQUE

GROUPE D'EXPERTS SUR LES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES
SOUS-COMITÉ DE L'EAU

Publication n$^{o}$ CNRC 18982

du

Secrétariat de l'environnement

Droits de la Couronne réservés

1983

En vente, moyennant commandes prépayées, au:

Service des publications, CNRC/NRCC
Ottawa, Canada K1A 0R6

Prix: 8.00 $

Le Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement a été créé par le Conseil national de recherches du Canada en réponse à un mandat du gouvernement fédéral visant à élaborer des directives scientifiques pour définir la qualité de l'environnement. Ce Comité s'intéresse strictement aux critères scientifiques, les normes de pollution et les objectifs étant la responsabilité des autorités de réglementation et étant établis dans le but de lutter contre la pollution. Ces normes et objectifs sont d'abord basés sur des critères scientifiques, mais ils tiennent compte également de l'impact socio-économique optimal des mesures proposées ainsi que de l'état de la technologie existante.

Le programme du Comité associé comprend l'évaluation des données disponibles relatives à la probabilité des effets de produits de contamination sur les organismes récepteurs, ainsi que l'appréciation des principes fondamentaux et des connaissances scientifiques qui y sont apparentés. On s'intéresse surtout aux produits de contamination et aux organismes récepteurs (et leurs interactions) qui sont importants pour notre pays, car les évaluations faites dans d'autres pays ou dans d'autres régions ne s'avèrent pas toujours pertinentes pour le Canada.

Les membres du Comité associé, de ses Sous-comités et de ses Groupes d'experts siègent à titre volontaire et sont choisis suivant leur compétence individuelle et leur expérience applicable, tout en tenant compte de l'équilibre qu'il faut conserver entre tous les secteurs au Canada. La responsabilité de la qualité des documents d'étude appartient au Comité associé. Chaque rapport est soigneusement revu suivant une méthode comprenant des étapes multiples, méthode qui a été établie et qui est contrôlée par le Conseil national de recherches du Canada, afin de conserver l'objectivité dans la présentation de connaissances scientifiques, la publication et la diffusion d'un rapport n'étant effectuées qu'après révision complète.

Nous invitons les intéressés à émettre des commentaires sur les documents du Comité associé, commentaires qui seront ensuite soigneusement revus par des Groupes d'experts. On envisage la révision périodique de ces critères scientifiques au fur et à mesure des nouvelles connaissances.

Tous les ouvrages publiés par le Comité associé le sont en français et en anglais.

MEMBRES DU GROUPE D'EXPERTS SUR LES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES[α]

R.H. Cook
Président
Station biologique de St. Andrews
St. Andrews (Nouveau-Brunswick)
E0G 2X0

R.C. Pierce
Secrétaire
Division des sciences biologiques
Conseil national de recherches du Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0R6

P.B. Eaton
Direction des contaminants
et de l'évaluation
Service de la protection de
l'environnement
Dartmouth (Nouvelle-Ecosse)
B2Y 2N6

R.C. Lao
Centre technique de la
pollution de l'air
Service de la protection de
l'environnement
Ottawa (Ontario)
K1A 1C8

F.I. Onuska
Institut national de recherche
sur les eaux
Centre canadien des eaux
intérieures
Burlington (Ontario)
L7R 4A6

J.F. Payne
Station biologique de Terre-Neuve
St-Jean (Terre-Neuve)
A1C 1A1

Mlle E. Vavasour
Division des sciences biologiques
Conseil national des recherches
du Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0R6

---

[α] Avec la collaboration de J.R. Marier, Secrétariat de l'environnement, Conseil national de recherches du Canada, et de J.F. Uthe et V. Zitko, Division des sciences halieutiques et environnementales, Ministère des Pêches et Océans.

Le groupe d'experts tient à remercier M. E. Maser (rédacteur scientifique), M. G.H. Copp (éditeur) ainsi que Mme M. Beveridge et Mlle K. O'Connor (copistes).

## RÉSUMÉ


### 1. NOMENCLATURE, STRUCTURE ET PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES (voir Sections 2.1 à 2.3)

L'expression "composés organiques polycycliques" (COP) englobe un vaste groupe de produits chimiques divers comportant au moins deux noyaux aromatiques. Du point de vue écologie et santé, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ou polynucléaires ainsi que leurs analogues azotés (aza-arènes et imino-arènes) sont le principal sujet d'inquiétude, car ils sont cancérogènes. Pour les fins du présent rapport, seuls les composés comportant au moins trois noyaux aromatiques fusionnés sont étudiés en détail. On inclut, pour fins de comparaison, des renseignements sur des composés plus petits (p.ex., le naphtalène et ses dérivés). On reconnaît que, au cours des dernières années, l'attention s'est de plus en plus centrée sur les composés aromatiques hétérocycliques (CAH) - des composés contenant de l'azote, de l'oxygène, du soufre - et en particulier sur ceux qui sont azotés. Jusqu'à maintenant, la base de données scientifiques ne suffit pas pour évaluer les effets potentiels de ces composés sur la santé et l'environnement; néanmoins, on inclut dans le rapport les renseignements existants qui les concernent. Lorsqu'on aura recueilli suffisamment de données, on devra entreprendre une étude détaillée portant uniquement sur ces composés.

Les HAP traités dans le présent rapport ont des masses moléculaires allant de 166 à plus de 328, des points de fusion supérieurs à 100°C et des points d'ébullition dépassant 300°C. Ils ont en général une tension de vapeur faible (de $10^{-5}$ à $10^{-13}$ kPa à 25°C), ils sont peu solubles dans l'eau (de < 1 $\mu g.L^{-1}$ à 1 $mg.L^{-1}$), ils sont hydrophobes et ils ont une forte affinité d'adsorption à la surface des particules. Les composés comportant moins de trois noyaux aromatiques (c.-à-d. les HAP de faible masse moléculaire) sont d'habitude plus volatils et plus solubles dans l'eau que ceux comportant un plus grand nombre de cycles (c.-à-d. les HAP de masse moléculaire élevée). Cette façon de diviser les propriétés physiques n'est cependant pas claire car elles peuvent être fortement modifiées par des facteurs comme l'orientation géométrique des noyaux aromatiques et l'importance de la substitution.

En milieu oxydant, les HAP peuvent réagir facilement pour donner des composés hydrosolubles. On a aussi montré la possibilité de nitration et de sulfuration des HAP.

### 2. DOSAGE DES HAP DANS DES ÉCHANTILLONS ENVIRONNEMENTAUX (voir Section 2.4)

On a mis au point de nombreuses techniques analytiques permettant de doser les HAP dans diverses matrices environnementales. Les techniques vont de méthodes semi-quantitatives relativement simples et rapides à des procédés quantitatifs complexes et coûteux en temps et en

argent. Comme les concentrations des HAP dans les échantillons environnementaux sont en général faibles et que ces composés sont associés avec des produits chimiques semblables capables d'interférer, il se produit malheureusement très souvent une altération importante des échantillons avant le dosage réel. On a exprimé des réserves sérieuses sur l'utilité de la base de données relative aux concentrations de HAP dans le milieu, surtout lorsqu'on n'a pas examiné à fond des facteurs comme la contamination des échantillons et la présence d'artéfacts. Par conséquent, le présent rapport contient assez peu de renseignements sur les concentrations réelles de ces composés dans le milieu. Une évaluation détaillée des méthodes d'échantillonnage et de dosage des HAP dépasse l'étendue du présent rapport; on devrait entreprendre une autre étude sur ce sujet.

## 3. DYNAMIQUE ENVIRONNEMENTALE (voir Chapitre 3.0)

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques pénètrent dans le milieu aquatique via: 1) le dépôt, à la surface des eaux ou du sol, des substances libérées dans l'atmosphère et 2) la libération, directement ou indirectement, de substances dans les eaux superficielles et souterraines. Ces voies générales de pénétrations expliquent à la fois les concentrations de fond de HAP mesurées à des endroits éloignés de sources identifiables et les concentrations élevées correspondant à des rejets en un endroit précis.

### 3.1 FORMATION (voir Section 3.1)

Des mélanges complexes de HAP se forment par combustion incomplète/inefficace de matières organiques, par diagenèse ou par biosynthèse. Les quantités formées et les vitesses relatives de formation varient avec les divers processus. La charge et la température de combustion jouent un rôle important dans la détermination de l'abondance et de la complexité chimique des mélanges obtenus. Bien qu'il existe peu de renseignements à ce sujet, les températures de combustion donnant le rendement maximal pour chacun des HAP sont apparemment assez différentes.

La température joue aussi un rôle dans la complexité chimique des HAP produits par combustion. À température très élevée (2000°C), le mélange contient surtout des composés non alkylés et quelques composés peu alkylés. À température moyenne (400-800°C) il se forme des quantités importantes de HAP alkylés. Des observations récentes dans le milieu ont incité les chercheurs à faire l'hypothèse que la présence de mélanges de HAP dans les sédiments récents d'eau douce et d'eau salée est due, en partie, à la combustion de matières organiques à des températures élevées et moyennes, puis au transport atmosphérique et au dépôt des composés formés. La transformation lente à basse température (< 150°C) de précurseurs des HAP (c.-à-d. la diagenèse) provoque une importante substitution par des groupements alkyle et cycloalkyle et produit assez peu de

HAP non alkylés; on a observé ce genre d'alkylation intensive dans les sédiments anciens, dans les pétroles bruts et dans les huiles de schiste.

On a identifié un grand nombre de précurseurs de HAP produits par biosynthèse et l'on a supposé qu'ils étaient produits par transformation de matières biogéniques dans les sédiments. L'existence d'une biosynthèse totale des HAP n'a pas été prouvée de façon certaine. Bien que certains micro-organismes et plantes semblent capables de synthétiser certains HAP en condition de laboratoire, on n'a pas suffisamment étudié la possibilité de contamination au cours de ces études.

## 3.2 SOURCES (Voir Section 3.2)

### Atmosphérique

Le rejet de HAP dans l'atmosphère par combustion, pyrolyse, vaporisation et/ou formation d'aérosol a beaucoup attiré l'attention. À peu près tous les processus de combustion faisant intervenir des carburants organiques peuvent produire des HAP. Les plus importants sont: (1) les processus industriels: production de coke, craquage catalytique du pétrole brut et réduction de l'aluminium; (2) l'utilisation de combustibles fossiles pour alimenter des centrales électriques et pour chauffer les résidences et les entreprises commerciales; (3) l'utilisation, pour le transport, de véhicules mus à l'essence et au diesel; (4) l'incinération de déchets solides; et (5) les autres genres de combustions comme les incendies de forêts et le brûlage agricole. L'importance relative de ces sources dépend du combustible employé, des conditions d'exploitation, des conditions météorologiques et de la sensibilité des récepteurs.

Au Canada, il n'existe présentement aucun inventaire des émissions de HAP à la grandeur du pays, bien qu'on possède quelques données concernant la province d'Ontario et les Etats-Unis. En se servant de facteurs d'émission mis au point aux États-Unis, le ministère de l'Environnement de l'Ontario a identifié les incendies de forêts et le brûlage à ciel ouvert comme les facteurs contribuant le plus à la charge atmosphérique totale. Aux États-Unis, des études ont montré que le chauffage résidentiel et le brûlage à ciel ouvert sont les deux utilisations contribuant davantage à la charge atmosphérique totale mais, à l'échelle nationale, le transport, la production de coke et la réduction de l'aluminium produisent aussi des quantités importantes de ces composés.

### Hydrique

Diverses quantités de HAP pénètrent dans le milieu aquatique avec les effluents municipaux et industriels, et le ruissellement contribue aussi probablement de façon substantielle à leur charge en HAP. L'utilisation ordinaire de matières produites par pyrolyse (p.ex. goudron de houille, créosote, huile anthracénique, brais de goudron et de

pétrole, noir de fumée, huile de carter, etc.) et leur rejet, intentionnel ou accidentel, peuvent produire des concentrations élevées de HAP dans le milieu aquatique.

## 3.3 PÉNÉTRATION DANS LE MILIEU AQUATIQUE (voir Section 3.3)

L'identification de HAP dans des sédiments d'eau salée et d'eau douce et dans certains biotes aquatiques a incité beaucoup d'auteurs à faire l'hypothèse que le dépôt atmosphérique est une voie importante de pénétration des HAP dans le milieu aquatique et qu'il contribue à la majorité de leur concentration de fond. Les rejets dans l'eau et sur le sol apportent des quantités importantes de HAP à certains endroits et peuvent donc augmenter les concentrations de fond.

En général, les HAP de masse moléculaire élevée (> 3 cycles) sont surtout associés aux particules fines (particules ayant un diamètre aérodynamique < 2 µm) présentes dans l'atmosphère. À cause de leur petite taille et de leurs propriétés physico-chimiques, les particules fines carbonées chargées de HAP peuvent être transportées dans l'atmosphère sur des distances assez grandes sans être dégradées de façon importante avant de se déposer. On croit que les transformations chimiques des HAP adsorbés sur des particules fines sont surtout déterminées par les réactions avec les oxydants atmosphériques, la photolyse jouant un rôle assez minoritaire. Récemment, l'attention a été centrée sur la vitesse de transformation des HAP, l'importance de ces réactions et l'importance pour le milieu et la santé des produits finals qui en résultent.

Selon le composé considéré, les HAP en phase aqueuse et/ou particulaire peuvent pénétrer dans le milieu aquatique de façon directe ou indirecte à la suite de rejets dans l'eau et sur le sol. On a accusé le ruissellement de surface d'ajouter des quantités importantes de HAP à la charge des écosystèmes aquatiques. Dans certains endroits, on a trouvé des concentrations assez élevées de certains HAP qu'on a attribuées à des sources ponctuelles identifiables comme les effluents municipaux et ceux des raffineries de pétrole et des usines de conversion du charbon.

Il existe très peu de données quantitatives sur la pénétration des HAP dans le milieu aquatique. Cela est principalement dû à l'absence de données fiables sur le devenir réel des HAP dans les milieux atmosphérique, terrestre et aquatique. On a, par exemple, considéré traditionnellement la présence d'un HAP en particulier, le benzo[a]pyrène (B[a]P), comme un indice de la présence des autres HAP; on a cependant trouvé que le B[a]P est assez instable en milieu oxydant. De plus, on mentionne dans la littérature la perte de certains HAP par volatilisation (c.-à.d. les HAP chimiquement réactifs en présence des autres polluants gazeux) pendant le transport atmosphérique et l'échantillonnage à long terme des matières particulaires atmosphériques.

À cause des limitations de la base de données, qui est souvent imprécise, on ne peut faire que des estimations grossières de l'apport global de HAP dans le milieu aquatique: on évalue l'apport global de B[a]P de toutes origines à environ $10^3$ t.a$^{-1}$, alors que l'ensemble des HAP pénétrant dans le milieu aquatique varie à peu près de $10^4$ à $10^5$ t.a$^{-1}$. En partie à cause des différentes méthodes analytiques utilisées, l'expression "ensemble des HAP" peut représenter des groupes de différents HAP. On ne connaît pas la proportion de cet ensemble pénétrant dans le milieu aquatique canadien. On considère que le dépôt atmosphérique est la principale voie de pénétration du B[a]P, la deuxième étant le ruissellement de surface. Le rejet directement dans l'eau (p.ex. déversements de pétrole, accidents de pétroliers, production en mer, infiltrations naturelles) est la principale voie de pénétration de l'ensemble des HAP; le dépôt atmosphérique et le ruissellement de surface sont respectivement la deuxième et la troisième voies d'importance. Il faut se souvenir qu'une forte proportion du pétrole et des produits pétroliers contiennent des HAP autres que ceux à 4, à 5 et à 6 cycles et que la teneur en B[a]P de ces produits est assez faible. Bien que considérées de peu d'importance à l'échelle mondiale ou nationale, de nombreuses sources ponctuelles peuvent néanmoins être très importantes à l'échelle régionale.

## 3.4 DEVENIR DANS LE MILIEU AQUATIQUE (voir Section 3.4)

### Cycle abiotique (voir Section 3.4.1)

Comme les HAP sont en général hydrophobes et qu'ils ont une grande affinité pour la surface des particules, on considère que, dans le milieu aquatique, ils sont surtout associés aux matières particulaires en suspension et dans les sédiments. Dans des circonstances spéciales, par exemple dans une eau à forte teneur en matières humiques, certains HAP peuvent être, au moins en partie, solubles. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques peuvent se fixer à la surface des matières inorganiques ou organiques, bien que l'adsorption sur ces dernières soit plus importante. On a montré une relation étroite entre la teneur en carbone organique et l'adsorption sur les particules en suspension et les sédiments de fond.

Des études en laboratoire *in situ* ont montré que l'adsorption sur des matières particulaires, puis leur sédimentation, constituent le principal mécanisme d'élimination des HAP de masse moléculaire élevée (> 3 cycles) de la colonne d'eau. La dégradation photochimique, la volatilisation et la dégradation microbienne semblent être de peu d'importance en comparaison des processus de sorption. Dans le cas de HAP de faible masse moléculaire (< 3 cycles), la volatilisation semble être le mécanisme principal d'élimination en l'absence de quantités importantes de particules en suspension.

Bien que la photo-oxydation des HAP en solution soit assez rapide, les données obtenues en laboratoire et dans le milieu laissent à penser que ce processus est inhibé de façon importante en présence de matières particulaires en suspension. Dans la plupart des eaux naturelles, la présence de particules en suspension dans la colonne d'eau limite l'activité photolytique uniquement aux couches supérieures.

Cycle biotique (voir Section 3.4.2)

L'accumulation des HAP dans le milieu aquatique se fait dans l'ordre suivant: sédiments > biotes >> eaux. Dans certains cas, on a trouvé que les concentrations tissulaires de HAP diminuaient à mesure qu'augmentait la distance entre l'organisme prélevé et la source émettrice de HAP. On ne considère pas que l'adsorption des HAP par les biotes soit un mécanisme important d'élimination, mais on a exprimé des inquiétudes quant à la possibilité d'accumulation de HAP à des concentrations toxiques, ce qui touche autant la santé des humains que celle des animaux. Les HAP sont fortement hydrophobes, ce qui favorise l'accumulation dans les tissus; la fixation de HAP, par partage eau-lipide, se produit à travers les téguments, les branchies ou l'intestin. À mesure que la masse moléculaire des HAP augmente, il semble qu'ils aient en général tendance à être de moins en moins solubles dans l'eau et à s'accumuler davantage dans les tissus pour de plus longues périodes.

On a identifié un certain nombre de facteurs influant sur la fixation et l'accumulation des HAP dans les organismes aquatiques. Des études sur les poissons et des oiseaux ont montré que la teneur en lipides affecte l'accumulation globale et la répartition tissulaire des HAP. L'assimilation à partir des sources alimentaires semble être une voie importante de fixation des HAP chez les bivalves filtreurs, mais pas chez les poissons vertébrés. Dans les sédiments, l'eau interstitielle est enrichie en HAP de faible masse moléculaire qui sont moins hydrophobes, il s'ensuit une augmentation de l'assimilation par les biotes.

Les espèces aquatiques invertébrées et vertébrées possèdent des systèmes enzymatiques capables de métaboliser les HAP. L'oxygène moléculaire est introduit dans le noyau aromatique selon un processus faisant intervenir le NADPH et le réseau $P_{450}$ des cytochromes. Une métabolisation plus poussée produisant des trans-dihydrodiols, des quinones et des phénols, qui sont davantage hydrosolubles que les composés de départ, est beaucoup mentionnée dans la littérature, il n'existe cependant que peu de données sur la formation de métabolites conjugués. Les vitesses les plus rapides de métabolisation ont été décelées chez des poissons invertébrés et, par conséquent, il ne semble pas que la bioaccumulation des HAP le long de toute la chaîne alimentaire aquatique soit un facteur important. On a aussi décelé une métabolisation des HAP chez les polychètes et l'on a mesuré de faibles activités métaboliques chez les crustacés et les mollusques.

Les bactéries, les champignons et les algues sont aussi capables de faire la dégradation enzymatique des HAP. Un système enzymatique de dioxygénases transforme les HAP en cis-dihydrodiols avant la scission enzymatique de la structure aromatique. Bien des HAP et des CAH résistent à la dégradation microbienne si ce n'est en présence d'un co-substrat. On a noté une augmentation des vitesses de dégradation dans les milieux aquatiques où il y avait déjà eu pollution par le pétrole. Les vitesses de dégradation des HAP peuvent être modifiées par beaucoup de facteurs environnementaux: l'état d'oxydation, la température, la teneur en sels nutritifs, la structure des sédiments et l'accessibilité biologique. On a aussi observé une relation structure-activité pendant la dégradation des HAP. Le naphtalène est le HAP dégradé le plus rapidement, et les vitesses de dégradation diminuent lorsque la masse moléculaire augmente.

## 4. EFFETS SUR LES BIOTES AQUATIQUES (voir Chapitre 4.0)

### 4.1 TOXICOLOGIE (voir Section 4.1)

Des études sur le pétrole montrent que la toxicité aiguë chez les organismes aquatiques vient en général du naphtalène et des phénols ainsi que des composés aromatiques monocycliques et bicycliques (mais pas des HAP de masse moléculaire élevée). Dans la plage allant de 1 à 5 $mg.L^{-1}$, le naphtalène et plusieurs de ses dérivés méthylés avaient une toxicité aiguë chez un certain nombre d'invertébrés marins; par contre les HAP de masse moléculaire plus élevée (> 3 cycles) ne montraient pas de toxicité aiguë dans leurs limites de solubilité. On a aussi testé les hydrocarbures aromatiques hétérocycliques chez des invertébrés et l'on a trouvé que leur $CL_{50}$ était de l'ordre de quelques $\mu g.L^{-1}$. On a trouvé que la toxicité augmentait à mesure que s'ajoutaient des cycles à la structure aromatique hétérocycliques. Chez certains groupes d'organismes aquatiques, on a mentionné dans la littérature que les HAP et les CAH avaient des effets sub-létaux sur la survie, la croissance et la capacité de reproduction. Toutefois, dans bien des cas, on a utilisé des concentrations assez élevées de produits chimiques.

D'après la relation structure-activités mutagène et cancérogène, il semble que les HAP à 4, à 5 et à 6 cycles soient plus actifs que les composés plus petits ou plus gros. On croit qu'il faut une activation par voie métabolique pour que les HAP aient un effet cancérogène (les époxydes qui se forment dans la "région de la baie" sont extrêmement réactifs); la cancérogenèse serait initiée par la fixation de métabolites électrophiles sur des constituants cellulaires critiques. On trouve chez les animaux aquatiques d'autres enzymes que les oxydases à fonctions multiples (OFM) qui peuvent influer sur la vitesse de production ou de destruction des métabolites réactifs et jouer un rôle important dans la toxicité.

Les épreuves à court terme du pouvoir mutagène sont valables pour sélectionner les composés à potentiel mutagène/cancérogène qui, comme les divers HAP, donnent des électrophiles réactifs. On trouve les HAP dans l'environnement sous forme de mélanges complexes et l'on peut s'attendre à ce que les composés non mutagènes modifient la réaction biologique à tout hydrocarbure mutagène/cancérogène. Puisqu'on ne connaît pas non plus l'accessibilité biologique des HAP présents dans les matières particulaires, l'eau ou les sédiments, il est prématuré de supposer que ces composés participent de façon certaine à la mutagenèse/cancérogenèse en milieu aquatique. Il existe peu d'études en laboratoire sur le pouvoir cancérogène des HAP chez les organismes aquatiques. Les expériences effectuées jusqu'à maintenant l'ont été avec des fortes concentrations de certains composés; il reste à déterminer si l'exposition à un seul de ces composés est caractéristique de ce qui se passe dans le milieu.

## 4.2 EFFETS ENVIRONNEMENTAUX (voir Section 4.2)

On a mentionné dans la littérature des concentrations tissulaires élevées (de l'ordre du $\mu g.g^{-1}$) de HAP chez des animaux des eaux côtières et continentales, sans toutefois les relier à des effets délétères. La plupart des données sur ce genre d'effets viennent d'études effectuées à des endroits touchés par une source ponctuelle, et imprégnés de teneur élevée en HAP provenant du pétrole. Les réactions d'adaptation peuvent jouer un rôle important dans la toxicologie des HAP. Dans des conditions favorables on a fait le lien entre la croissance accrue de bactéries dégradant les hydrocarbures et la présence de fortes concentrations d'hydrocarbures aromatiques. Chez les poissons provenant de régions où il y avait déjà eu pollution par le pétrole, on a trouvé des teneurs élevées en OFM. Il n'est pas aussi évident qu'un effet analogue soit fréquent chez les invertébrés.

Il semble y avoir une certaine relation entre la pollution domestique et/ou industrielle forte et la fréquence d'apparition de divers tumeurs chez les poissons et l'activité mutagène dans des extraits de bivalve. On a aussi suggéré que ces observations pourraient servir d'indicateurs de la pollution. On n'a pas encore identifié de façon certaine les HAP comme étant des agents spécifiques causant le cancer chez l'une ou l'autre des populations naturelles d'animaux aquatiques; au contraire, on a habituellement trouvé des traces de HAP accompagnées d'une multitude d'autres produits chimiques, bien qu'il existe quelques exemples d'augmentation de la fréquence des tumeurs où les HAP peuvent avoir été le polluant principal.

## RECOMMANDATIONS

Le groupe d'experts a évalué l'état actuel des connaissances scientifiques relatives aux HAP dans le milieu aquatique. On a trouvé de graves lacunes dans la base de données et il faudra augmenter les recherches sur les processus chimiques et biologiques liés à la présence, au devenir et à la répartition des HAP et des mélanges de HAP. Ces données seront essentielles à l'analyse des tendances et à la mise au point de modèles prévisionnels pouvant servir à planifier la protection du milieu. C'est pourquoi le groupe d'experts recommande:

1. Qu'on effectue une évaluation détaillée des méthodes d'échantillonnage et de dosage des HAP dans l'environnement. Le groupe d'experts a des réserves sérieuses en ce qui concerne la pertinence d'une bonne partie de la base de données relatives aux concentrations de HAP signalées dans le milieu, étant donné surtout que des facteurs comme la contamination des échantillons et la formation d'artéfacts sont souvent considérés de façon superficielle et non rigoureuse.

2. Que la recherche soit centrée sur les processus physico-chimiques déterminant le devenir des HAP solubles et particulaires en eaux douces et en eau salées. On devrait prendre en considération des facteurs modifiants comme les phénomènes de solubilisation, dégradation chimique, volatilisation, photo-oxydation, sédimentation et sorption et, surtout, déterminer les phénomènes surfaciques associés au plancton.

3. Qu'on améliore la base de données relatives à l'origine, à la concentration et à la répartition des HAP dans le milieu aquatique canadien. On devrait faire particulièrement attention à des environnements d'eau douce et d'eau salée types où l'on soupçonne la possibilité de rejet directement sur le sol et/ou de transport aérien de HAP. On devrait étudier la répartition des HAP dans les sédiments pour évaluer la tendance des dépôts.

4. Qu'on identifie les produits provenant de la transformation abiotique des HAP et qu'on détermine leur concentration et leur devenir dans le milieu. On devrait aussi étudier spécialement les HAP azotés.

5. Qu'on détermine l'importance de la biosynthèse comme source de HAP dans le milieu aquatique.

6. Comme les mollusques et les crustacés sont capables d'accumuler les HAP, que les recherches sur le facteur modifiant la bio-accumulation des HAP et des mélanges de HAP chez ces espèces soient accélérées, surtout chez ceux qui sont importants dans notre chaîne alimentaire.

7. Qu'on effectue une recherche toxicologique en exposant des espèces aquatiques choisies à des concentrations de HAP et de mélange de HAP pouvant exister dans l'environnement, afin de faire une détermination quantitative des effets biologiques sub-létaux de ces composés. Les études devraient évaluer tous les effets cancérogènes, mutagènes et tératogènes en se basant sur des données obtenues aux divers stades de la vie des organismes exposés. Cette recherche devrait mener à l'élaboration d'indices toxicologiques pouvant être appliqués directement à des relevés environnementaux pour déterminer la répercussion des HAP sur les populations aquatiques.

# TABLE DES MATIÈRES


| | | PAGE |
|---|---|---|
| RÉSUMÉ | | 7 |
| RECOMMANDATIONS | | 15 |
| LISTE DES FIGURES | | 19 |
| LISTE DES TABLEAUX | | 20 |
| LISTE DES ANNEXES | | 24 |
| 1.0 | INTRODUCTION | 25 |
| 2.0 | PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES | 27 |
| 2.1 | Nomenclature et structure | 27 |
| 2.2 | Propriétés physiques | 29 |
| 2.3 | Réactivité chimique | 33 |
| 2.4 | Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans des échantillons environnementaux | 34 |
| 3.0 | DYNAMIQUE ENVIRONNEMENTALE | 37 |
| 3.1 | Formation | 37 |
| 3.1.1 | Combustion | 37 |
| 3.1.2 | Diagenèse | 40 |
| 3.1.3 | Biosynthèse | 41 |
| 3.2 | Sources | 41 |
| 3.2.1 | Sources atmosphériques | 41 |
| 3.2.1.1 | Procédés industriels | 42 |
| 3.2.1.2 | Utilisation de combustibles (sources fixes) | 42 |
| 3.2.1.3 | Transport | 42 |
| 3.2.1.4 | Incinération de déchets solides | 43 |
| 3.2.1.5 | Autres | 43 |
| 3.2.1.6 | Estimations des émissions atmosphériques | 44 |
| 3.2.2 | Sources d'origine hydrique | 53 |
| 3.2.2.1 | Effluents municipaux | 53 |
| 3.2.2.2 | Effluents industriels | 57 |
| 3.2.2.2.1 | Industries de l'énergie | 57 |
| 3.3 | Pénétration dans le milieu aquatique | 72 |
| 3.3.1 | Dépôt atmosphérique | 72 |
| 3.3.1.1 | Transport et stabilité dans l'atmosphère | 72 |
| 3.3.1.2 | Dépôt | 79 |
| 3.3.2 | Rejets directement dans l'eau | 82 |
| 3.3.3 | Rejets sur terre | 84 |
| 3.3.4 | Biosynthèse | 85 |

TABLE DES MATIÈRES (suite)


| | | PAGE |
|---|---|---|
| 3.3.5 | Estimations de l'apport global | 85 |
| 3.4 | Devenir dans le milieu aquatique | 87 |
| 3.4.1 | Cycle abiotique | 87 |
| 3.4.1.1 | Solubilité, solubilisation et sorption | 87 |
| 3.4.1.2 | Volatilisation | 93 |
| 3.4.1.3 | Oxydation photochimique et chimique | 94 |
| 3.4.2 | Cycle biotique | 98 |
| 3.4.2.1 | Bioaccumulation | 98 |
| 3.4.2.2 | Métabolisme | 114 |
| 3.4.2.3 | Dégradation microbienne | 120 |
| 4.0 | EFFETS SUR LE BIOTE AQUATIQUE | 127 |
| 4.1 | Toxicologie | 127 |
| 4.1.1 | Toxicité aiguë | 127 |
| 4.1.2 | Toxicité sub-létale | 130 |
| 4.1.3 | Mutagenèse-carcinogenèse | 136 |
| 4.2 | Effets environnementaux | 144 |
| 4.2.1 | Effets écologiques généraux | 144 |
| 4.2.2 | Réactions d'adaptation des microbes aux HAP présents dans le milieu | 145 |
| 4.2.3 | Réactions d'adaptation des organismes aquatiques aux HAP présents dans le milieu | 145 |
| 4.2.4 | Fréquence des tumeurs et pollution | 147 |
| RÉFÉRENCES | | 164 |
| INDEX | | 215 |

## LISTE DES FIGURES


| FIGURE | | PAGE |
|---|---|---|
| 2-1 | Certains composés représentatifs des hydrocarbures aromatiques polycycliques et des composés aromatiques hétérocycliques | 28 |
| 3-1 | Métabolisme et activation du benzo[a]pyrène chez les mammifères | 117 |

## LISTE DES TABLEAUX


| TABLEAU | | PAGE |
|---|---|---|
| 2-1 | Propriétés physiques de certains hydrocarbures aromatiques polycycliques | 30 |
| 2-2 | Solubilité de certains hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'eau (25°C) | 31 |
| 3-1 | Facteurs d'émission pour le benzo[a]pyrène et l'ensemble des HAP | 46 |
| 3-2 | Estimation des émissions atmosphériques de benzo[a]pyrène | 48 |
| 3-3 | Estimation de l'ensemble des HAP émis annuellement aux États-Unis par des sources produisant plus d'une tonne par année | 49 |
| 3-4 | Estimation des émissions annuelles par les divers types de sources de HAP aux États-Unis | 50 |
| 3-5 | Estimation des émissions annuelles de benzo[a]pyrène dans l'atmosphère au Canada | 52 |
| 3-6 | Hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les effluents municipaux | 54 |
| 3-7 | Teneur en HAP des eaux d'égout | 55 |
| 3-8 | Concentrations de HAP dans des échantillons de boue prélevés à deux usines d'épuration différentes | 56 |
| 3-9 | Teneur en benzo[a]pyrène de certains effluents industriels | 58 |
| 3-10 | Répartition des constituants organiques dans des distillats de pétrole brut synthétique | 60 |
| 3-11 | Hydrocarbures aromatiques polycycliques présents dans les eaux ayant servi à la conversion de charbons et de schistes | 62 |
| 3-12 | Teneur en HAP de la créosote, de la boue de créosote et du goudron de houille | 64 |
| 3-13 | Répartition de 3 HAP identifiés dans des échantillons de sédiments prélevés en aval d'une usine abandonnée de préservation du bois | 65 |

LISTE DES TABLEAUX (suite)


| TABLEAU | | PAGE |
|---|---|---|
| 3-14 | Répartition des composés aromatiques dans les pétroles témoins de l'API | 67 |
| 3-15 | Teneur en HAP des pétroles témoins de l'API | 68 |
| 3-16 | Répartition, selon le nombre de cycles, des HAP contenus dans les pétroles bruts de Lloydminster et de Medicine River | 69 |
| 3-17 | Teneur en HAP des effluents de raffinerie de pétrole | 71 |
| 3-18 | Teneur en benzo[a]pyrène des effluents traités d'une usine d'huile de schiste | 73 |
| 3-19 | Teneur en benzo[a]pyrène des substances utilisées comme source d'énergie | 74 |
| 3-20 | Apport de HAP dans les sédiments prélevés à 5 endroits éloignés du nord-est des États-Unis et dans trois villes | 80 |
| 3-21 | Dépôt total de HAP dans les Grands Lacs | 81 |
| 3-22 | Estimation des quantités d'hydrocarbures pétroliers pénétrant dans les océans | 83 |
| 3-23 | Estimation des apports de benzo[a]pyrène et de l'ensemble des HAP de diverses origines dans le milieu aquatique | 86 |
| 3-24 | Sorption de certains HAP et CAH sur des argiles et des sédiments naturels | 89 |
| 3-25 | Sorption de certains HAP de faible masse moléculaire sur plusieurs types de matières particulaires et de sédiments | 90 |
| 3-26 | Constantes d'équilibre pour la sorption de certains HAP, amino-HAP, acides HAP-carboxyliques et composés hétérocycliques azotés | 91 |
| 3-27 | Photo-oxydation à la lumière du jour de certains HAP et CAH en solution | 96 |

LISTE DES TABLEAUX (suite)


| TABLEAU | | PAGE |
|---|---|---|
| 3-28 | Données cinétiques relatives à la dégradation photochimique directe des HAP dans de l'air saturé d'eau à 25°C | 97 |
| 3-29 | Photolyse directe de HAP dans une pièce d'eau d'une profondeur de 5 m | 99 |
| 3-30 | Oxydation par les radicaux libres de certains HAP et CAH dans l'eau saturée d'air | 100 |
| 3-31 | Bioaccumulation d'anthracène à divers niveaux trophiques | 102 |
| 3-32 | Concentrations de 3 HAP dans les sédiments et le biote de la rivière Hersey en amont et à 20 km en aval d'une source ponctuelle de créosote | 103 |
| 3-33 | Concentration de l'ensemble des HAP et du benzo[a]pyrène dans deux groupes de homards pêchés dans le port de Sydney (Nouvelle-Écosse) près de la décharge d'un complex aciérie/four à coke | 105 |
| 3-34 | Coefficient de partage octanol-eau, constantes de vitesse d'absorption et d'excrétion, et facteurs de bioconcentration des HAP et des azaarènes chez Daphnia pulex | 107 |
| 3-35 | Constantes de vitesse d'absorption et d'excrétion des HAP chez l'huître (Crassostrea virginica) au cours d'une étude de deux jours | 109 |
| 3-36 | Comparaison des concentrations de HAP dans des bivalves (Macoma inquinata) exposés à des sédiments contenant 2000 $\mu g.g^{-1}$ de pétrole brut additionné de 10 $\mu C$ de l'hydrocarbure indiqué | 113 |
| 3-37 | Présence et possibilité d'induction de l'aryl-hydrocarbure hydroxylase chez certaines espèces animales aquatiques | 115 |
| 3-38 | Métabolites microsomiques du benzo[a]pyrène | 118 |

LISTE DES TABLEAUX (suite)


| TABLEAU | | PAGE |
|---|---|---|
| 3-39 | Constantes de vitesse de dégradation (k) et demi-vies ($t_{\frac{1}{2}}$) pour des populations bactériennes mixtes dans l'eau et des sédiments provenant d'un même cours d'eau | 123 |
| 3-40 | Constantes de vitesse de dégradation (k) et demi-vies ($t_{\frac{1}{2}}$) pour des populations bactériennes mixtes provenant de sédiments fluviaux contaminés ou non par du pétrole | 125 |
| 4-1 | Toxicité comparée des HAP pour les animaux aquatiques | 128 |
| 4-2 | Toxicité ($Cl_{50}$, 24 h) et facteurs de bioconcentration de certains azaarènes pour l'organisme zooplanctonique Daphnia pulex | 129 |
| 4-3 | Effets de certains HAP sur la balane (Balanus amphitrite niveus) | 134 |
| 4-4 | Pouvoir cancérogène relatif de certains HAP et azaarènes chez les mammifères | 137 |
| 4-5 | Bioactivation de HAP en agents mutagènes par des animaux aquatiques | 141 |

## LISTE DES ANNEXES


| ANNEXE | | PAGE |
|---|---|---|
| I.0 | Nomenclature | 151 |
| II.0 | Spectres d'absorption de certains hydrocarbures aromatiques polycycliques | 161 |

# 1.0 INTRODUCTION

On a trouvé des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et des substances apparentées dans de nombreux milieux environnementaux. La présence de ces composés organiques hydrophobes et de masse moléculaire relativement élevée a été attribuée à des processus naturels ou anthropiques. C'est la génétoxicité des HAP et des substances chimiques apparentées qui est la principale source d'inquiétude relative à leur présence dans l'environnement; on soupçonne que l'existence de concentrations élevées de certains HAP dans le milieu ainsi que dans certains biotes aquatiques est reliée à l'augmentation de l'incidence de cancers et de mutations chez les organismes exposés.

Le Sous-comité de l'eau du Comité associé du CNRC sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement a demandé qu'un groupe d'experts soit constitué pour étudier les craintes concernant la présence de HAP dans le milieu aquatique. Le groupe d'experts fut chargé de faire une étude critique des renseignements scientifiques concernant les relations de cause à effet entre la présence de HAP dans le milieu aquatique et les répercussions environnementales possibles. En l'absence de causalité, on a fait des recommandations concernant les recherches. Pour ce faire, le groupe d'experts a étudié spécialement les sources, le mode de transport et la transformation, ainsi que les effets dans le milieu aquatique. Le groupe d'experts ne s'est pas occupé des aspects sécuritaires de la consommation, par l'homme, d'aliments contaminés aux HAP ou des conséquences globales pour la santé des humains d'une exposition aux HAP et aux composés chimiques apparentés.

On a fait une évaluation critique de la littérature publiée avant mars 1983 en mettant l'accent sur les renseignements les plus récents concernant les effets des HAP sur les habitats aquatiques. La nomenclature ainsi que les propriétés physico-chimiques d'intérêt dans l'environnement sont résumées au chapitre 2. Le chapitre 3 examine le déplacement des HAP dans l'environnement et décrit, entre autres, les sources de HAP, leur mode de pénétration dans le milieu aquatique et leur devenir dans les écosystèmes aquatiques. Lorsque faire se peut, des renseignements quantitatifs sont donnés. Enfin, les effets des HAP sur le biote aquatique sont examinés de façon critique au chapitre 4, en particulier les études en laboratoire sur les effets létaux et sub-létaux, les effets mutagènes et cancérogènes, ainsi que les effets écologiques.

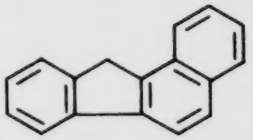
## 2.0 PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES

### 2.1 NOMENCLATURE ET STRUCTURE

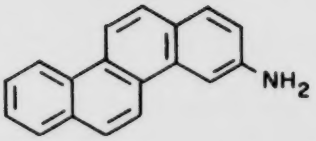
L'expression "composés organiques polycycliques" (COP) englobe une diversité de composés chimiques, dont les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les aza-arènes, les imino-arènes, les thia-arènes, les oxo-arènes, les dioxo-arènes ainsi que les oxydes et les hydroxydes d'arènes. Les composés où un (ou plus d'un) atome de soufre, d'azote ou d'oxygène est inclus dans le noyau aromatique sont dits composés aromatiques hétérocycliques (CAH). Lorsque des substituants (p.ex. alkyle, amino, nitro, etc.) s'ajoutent sur les noyaux, le nombre et la diversité des composés appartenant à chacun des groupes mentionnés augmentent de façon frappante. On trouve à la Figure 2-1 plusieurs exemples d'hydrocarbures aromatiques polycycliques et de composés aromatiques hétérocycliques.

En général, tout composé organique contenant plus d'un noyau aromatique peut être considéré comme un composé organique polycyclique. Pour les fins du présent document, on insiste sur les composés contenant du carbone et de l'hydrogène et comportant au moins trois cycles condensés de 5 ou 6 atomes. Les renseignements portant sur le naphtalène (un composé aromatique bicyclique condensé) et sur ses dérivés servent dans le présent document à des fins de comparaison avec les HAP formés d'au moins trois noyaux. La plupart des renseignements scientifiques existants sur les COP traitent des HAP; c'est pourquoi, dans le présent rapport, on insistera sur cette classe particulière de composés. Cependant, on s'intéresse de plus en plus aux composés aromatiques hétérocycliques (CAH). Les renseignements scientifiques existants sur les CAH sont brièvement revus dans le présent rapport mais, vu l'inquiétude de plus en plus considérable soulevée par la présence de cette classe de produits chimiques dans l'environnement, ils devraient faire l'objet d'une étude détaillée séparée.

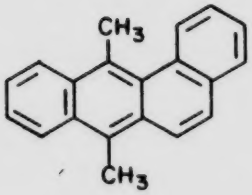
La classe générale des HAP est formée de composés aromatiques dont la masse moléculaire varie de 166 à plus de 328. À l'intérieur de cette plage, il existe une multitude de composés différents par le nombre et la position des noyaux condensés et des substituants. Auparavant, la nomenclature des HAP souffrait d'ambiguïtés dues en partie à l'utilisation de noms triviaux ainsi que de différents systèmes de numérotage des positions périphériques des cycles aromatiques. La nomenclature acceptée présentement est celle adoptée par l'Union international de la chimie pure et appliquée (IUPAC 1979); elle est traitée en détail à l'Annexe I. Aux Tableaux I-1 et I-2 de l'Annexe I, on trouve des détails concernant le nom systématique de UICPA et certains noms usuels, l'abréviation, la formule, la masse et la structure moléculaire de certains HAP et CAH.



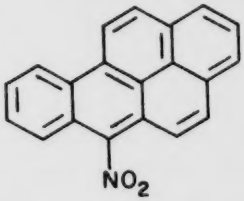
fluoranthène



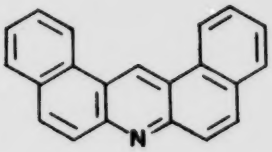

3-aminochrysène



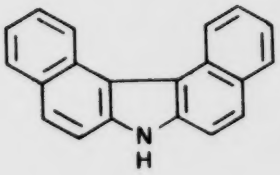

7,12-diméthylbenzo[a]-anthracène



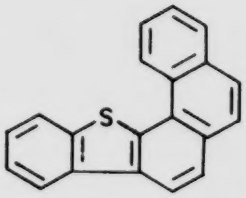

6-nitrobenzo[a]pyrène



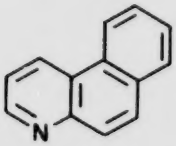

dibenzo[a,j]acridine




dibenzo[c,g]carbazole




benzo[b]phénanthro (3,4-d)-thiophène




benzo[f]quinoléine

Figure 2-1. Certains composés représentatifs des hydrocarbures aromatiques polycycliques et des composés aromatiques hétérocycliques (voir la liste détaillée des composés à l'Annexe I).

## 2.2 PROPRIÉTÉS PHYSIQUES

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les composés aromatiques hétérocycliques sont d'habitude des solides cristallins colorés qui ont un point de fusion et un point d'ébullition élevés, une tension de vapeur faible et qui sont peu solubles dans l'eau (Tableaux 2-1 et 2-2). On possède peu de données précises sur les propriétés physiques de beaucoup de ces composés. Le point de fusion est le seul paramètre mesuré systématiquement; cependant, la valeur signalée dans la littérature correspond souvent à un composé impur ou à un mélange d'isomères.

Vu leur faible tension de vapeur et leur faible solubilité dans l'eau ainsi que leur affinité d'adsorption à la surface des particules, on considère que les HAP et les CAH sont associés d'habitude avec les matières particulaires en suspension, que ce soit dans l'air ou dans l'eau (voir Sections 3.3.1.1 et 3.4.1.1). Bien qu'il s'agisse de composés organiques d'une grande diversité, on observe que les propriétés physico-chimiques suivent certaines tendances générales. À mesure que la masse moléculaire des HAP augmente, leur tension de vapeur et, partant, leur concentration de saturation de la vapeur, diminuent. Aux températures élevées, certains HAP, surtout les composés de faible masse moléculaire (c.-à-d. de moins de 3 à 4 cycles), existent partiellement en phase gazeuse. On a signalé des pertes de substances par volatilisation pendant l'échantillonnage à des températures élevées et pendant des prélèvements d'air ambiant relativement longs (voir Section 3.3.1.1).

Les valeurs publiées (voir Tableau 2-2) de la solubilité dans l'eau des HAP varient fortement, reflétant en partie les différents modes de préparation et de dosage des solutions de HAP. Malgré ces déficiences, certaines tendances générales apparaissent. À mesure que leur masse moléculaire augmente, la solubilité des HAP dans l'eau diminue. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques dont les noyaux aromatiques forment un arrangement linéaire sont d'habitude moins solubles que ceux ayant une structure ortho-condensée angulaire ou péri-condensée. La présence de substituants alkyle sur le noyau aromatique diminue généralement la solubilité dans l'eau. La température influe beaucoup sur la solubilité des HAP. Par exemple, la solubilité de l'anthracène dans l'eau passe de 12,7 ± 0,4 $\mu g.L^{-1}$ à 55,7 ± 0,7 $\mu g.L^{-1}$ lorsque la température augmente de 5,2°C à 28,7°C (May et al. 1978a). Malgré le nombre restreint de données, il semble que les HAP de masse moléculaire supérieure (c.-à-d. de plus de 3 à 4 cycles) soient légèrement moins solubles dans l'eau de mer (Eganhouse et Calder 1976; Rossi et Neff 1978; Rossi et Thomas 1981). On trouve au Tableau 3-24 les valeurs des coefficients de partage octanol-eau et les facteurs de bioconcentration de plusieurs HAP et CAH.

| Nom | Masse moléculaire | Point de fusion °C | Point d'ébullition °C (101,3 kPa) | Masse volumique $g.mL^{-1}$ | Tension de vapeur (25°C) kPa | Concentration de saturation de la vapeur (25°C) $ng.m^{-3}$ | Concentration de la vapeur d'équilibre $ng.m^{-3}$ (30°C) | (-10°C) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Fluorène | 166,2 | 116-117 (sublimation) | 293-295 | $1,203_4^0$ | - | - | - | - |
| Anthracène | 178,2 | 218 (sublimation) | 342 | $1,25_4^{27}$ | $2,6 \times 10^{-5}$ | $1,9 \times 10^{7}$ | - | - |
| Phénanthrène | 178,2 | 100 (sublimation) | 340 | $1,79_4^{25}$ | $9,1 \times 10^{-5}$ | $6,5 \times 10^{7}$ | - | - |
| Fluoranthène | 202,2 | 110-111 | 393 | $1,252_4^0$ | - | - | - | - |
| Pyrène | 202,2 | 156 | 404 | $1,271_4^{23}$ | $9,1 \times 10^{-6}$ | $7,4 \times 10^{4}$ | $5,8 \times 10^{2}$ | $1.4 \times 10^{5}$ |
| Benzo[a]fluorène | 216,3 | 189-190 | - | - | - | - | - | - |
| Benzo[b]fluorène | 216,3 | 208-209 | | - | - | - | - | - |
| Benzo[a]anthracène | 228,3 | 159-161 (sublimation) | 400 | - | $1,5 \times 10^{-8}$ | $1,3 \times 10^{3}$ | 3,4 | $2.8 \times 10^{3}$ |
| Benzo[c]phénanthrène | 228,3 | 68 | - | - | - | - | - | - |
| Chrysène | 228,3 | 256 (sublimation) | 448 | $1,274_4^{20}$ | - | - | - | - |
| Naphtacène | 228,3 | 341 (sublimation) | - | - | - | - | - | - |
| Benzo[b]fluoranthène | 252,3 | 167-168 | - | - | - | - | - | - |
| Benzo[j]fluoranthène | 252,3 | 165-166 | - | - | - | - | - | - |
| Benzo[k]fluoranthène | 252,3 | 216-217 | 480 | - | $1,3 \times 10^{-11}$ | $1,3 \times 10^{1}$ | $1,3 \times 10^{-2}$ | $3,0 \times 10^{1}$ |
| Benzo[a]pyrène | 252,3 | 177-178 | 475 | 1,351 | $7,3 \times 10^{-10}$ | $7,5 \times 10^{1}$ | $1,5 \times 10^{-1}$ | $1,6 \times 10^{2}$ |
| Benzo[e]pyrène | 252,3 | 178-179 | 492 | - | $7,4 \times 10^{-10}$ | $7,5 \times 10^{1}$ | $1,5 \times 10^{-1}$ | $1,6 \times 10^{2}$ |
| Pérylène | 252,3 | 273-274 | 350-340 (sublimation) | 1,35 | - | - | - | - |
| Benzo[ghi]pérylène | 276,3 | 277 | - | - | $1,3 \times 10^{-11}$ | 1,5 | $1,8 \times 10^{-3}$ | 3,4 |
| Dibenzo[def,mno]chrysène | 276,3 | 259 | - | - | - | - | - | - |
| Indeno[1,2,3-cd]pyrène | 276,3 | 163-164 | - | - | - | - | - | - |
| Dibenzo[a,def]chrysène | 278,4 | 278 | - | - | - | - | - | - |
| Dibenzo[b,def]chrysène | 278,4 | 306 | - | - | - | - | - | - |
| Dibenzo[def,p]chrysène | 278,4 | 223 | - | - | - | - | - | - |
| Naphto[1,2,3,4-def]chrysène | 278,4 | 238 | - | - | - | - | - | - |
| Dibenzo[ghi,pqr]chrysène | 300,4 | 438-440 | 525 | 1,377 | $2,0 \times 10^{-13}$ | $2,0 \times 10^{-2}$ | $1,8 \times 10^{-6}$ | $5,8 \times 10^{-2}$ |
| Naphto[8,1,2-cde]naphtacène | 302,4 | 272 | - | - | - | - | - | - |

Tableau 2-2. Solubilité de certains hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'eau (25°C).

| Nom | Solubilité $\mu g.L^{-1}$ | Référence |
|---|---|---|
| Fluorène | 800[α] | Rossi et Neff (1978) |
| Anthracène | 30 | Schwarz et Wasik (1976) |
| | 41 | Schwarz (1977) |
| | 41,3 | Leinonen et Mackay (1973) |
| | 44,3 | May et al. (1978a) |
| | 44,6 | DiCorcia et Giabbai (1978) |
| | 73 | MacKay et Shiu (1977) |
| | 75 (29°C) | Davis et al. (1942) |
| | 75 | Pierotti et al. (1959) |
| | 75 | Wauchope et Getzen (1972) |
| | 57 | Whitehouse et Cook (1982) |
| 2-Méthylanthracène | 21,3 | May et al. (1978b) |
| | 24,2 | May et al. (1978a) |
| | 28,8 | Whitehouse et Cook (1982) |
| Phénanthrène | 994 | Andrews et Keefer (1949) |
| | 1002 | May et al. (1978b) |
| | 1070 | Eganhouse et Calder (1976) |
| | 1151 | Schwarz (1977) |
| | 1180 | Wauchope et Getzen (1972) |
| | 1290 | MacKay et Shiu (1977) |
| | 1600 (29°C) | Davis et al. (1942) |
| | 1600 | Klevens (1950) |
| | 600[α] | Rossi et Neff (1978) |
| | 710[β] | Eganhouse et Calder (1976) |
| | 1782 | Whitehouse et Cook (1982) |
| 1-Méthylphénanthrène | 269 | May et al. (1978b) |
| | 300[α] | Rossi et Neff (1978) |
| 4,5-Diméthylphénanthrène | 1100 | Davis et al. (1942) |
| Fluoranthène | 206 | May et al. (1978b) |
| | 236 | Schwarz et Wasik (1976) |
| | 240 | Andrews et Keefer (1949) |
| | 240 (29°C) | Davis et al. (1942) |
| | 260 | MacKay et Shiu (1977) |
| | 265 | Klevens (1950) |
| | 265 | Wauchope et Getzen (1972) |
| | 100[α] | Rossi et Neff (1978) |
| Pyrène | 129 | Schwarz (1977) |
| | 132 | May et al. (1978b) |
| | 135 | MacKay et Shiu (1977) |
| | 165 (29°C) | Davis et al. (1942) |
| | 171 | Schwarz et Wasik (1976) |
| | 175 | Klevens (1950) |
| | 90[β] | Rossi et Thomas (1981) |

Tableau 2-2. (Suite)

| Nom | Solubilité $\mu g.L^{-1}$ | Référence |
|---|---|---|
| Benzo[d]phénanthrène | 38 (29°C) | Davis et al. (1942) |
| | 43 | Klevens (1950) |
| Chrysène | 1,5 (29°C) | Davis et al. (1942) |
| | 1,8 | May et al. (1978b) |
| | 2 | MacKay et Shiu (1977) |
| | 6 | Klevens (1950) |
| | 6 | Pierotti et al. (1959) |
| | 1,9 | Whitehouse et Cook (1982) |
| Naphtacène | 1,0 (29°C) | Davis et al. (1942) |
| | ~1,5 | Klevens (1950) |
| Benzo[a]anthracène | 9,4 | May et al. (1978b) |
| | 10 | Klevens (1950) |
| | 10 | Pierotti et al. (1959) |
| | 11 (29°C) | Davis et al. 1942 |
| | 14 | MacKay et Shiu (1977) |
| | 11,4 | Whitehouse et Cook (1982) |
| 10-Méthylbenzo[a]anthracène | 55 (29°C) | Davis et al. (1942) |
| 10-Ethylbenzo[a]anthracène | 45 (29°C) | Davis et al. (1942) |
| 10-Butylbenzo[c]anthracène | 8 (29°C) | Davis et al. (1942) |
| 10-Amylbenzo[a]anthracène | 0,8 (29°C) | Davis et al. (1942) |
| 9,10-Diméthylbenzo[a]anthracène | 43 (29°C) | Davis et al. (1942) |
| Benzo[a]pyrène | 0,2 | Lu et al. (1977) |
| | 0,5 | Eisenbrand (1971) |
| | 4 (29°C) | Davis et al. (1942) |
| | 6,1 | Weil-Malherbe (1946) |
| 5-Méthylbenzo[a]pyrène | ~0,8 (29°C) | Davis et al. (1942) |
| Benzo[e]pyrène | ~4 | Schwarz et Wasik (1976) |
| Pérylène | <0,5 (29°C) | Davis et al. (1942) |
| | 0,4 | Whitehouse et Cook (1982) |
| Dibenzo[a,c]anthracène | 0,5 (29°C) | Davis et al. (1942) |
| | ~0,6 | Klevens (1950) |
| Picène(Benzo[b]naphtacène) | 2,5 (29°C) | Davis et al. (1942) |

[α] Salinité de 32 °/oo, à 22 ± 2°C.

[β] Salinité de 35 °/oo, à 25 ± 0.5°C.

## 2.3 RÉACTIVITÉ CHIMIQUE

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les CAH subissent les réactions chimiques caractéristiques des molécules aromatiques, y compris la substitution électrophile, l'addition en position -1,2 et en position -1,4 ainsi que l'addition-élimination (Tipson 1964; USNAS 1972). L'accroissement de réactivité provient, en grande partie, de la délocalisation électronique importante dans les intermédiaires. Le type et la vitesse de la réaction qui se produit dépendent de la structure moléculaire du substrat ainsi que du réactif et du milieu réactionnel. Les substituants donneurs d'électrons, comme les groupements alkyle et alkoxy, augmentent en général la vitesse de la réaction nucléophile. Bien que la plupart des expériences sur la réactivité chimique aient été effectuées en milieu non aqueux, certaines l'ont été en phases gazeuse, particulaire et aqueuse.

En présence de lumière et d'oxygène, les HAP et les CAH subissent facilement la photo-oxydation. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les CAH absorbent beaucoup dans la bande de 200 à 400 nm. L'absorption du rayonnement incident provoque l'activation de la molécule à l'état fondamental et donne un état excité singulet; en l'absence de fluorescence, cette molécule excitée peut réagir avec une seconde molécule à l'état fondamental pour donner un photodimère ou se transformer en un état excité triplet. La réaction de la molécule excitée à l'état triplet avec l'oxygène moléculaire à l'état singulet, qui réagit ensuite avec des molécules de HAP ou de CAH à l'état fondamental, donne des produits oxygénés (USMAS 1972). Les intermédiaires primaires de la photo-oxydation sont des endopéroxydes qui, par photolyse plus poussée ou par dégradation thermique, subissent la désalkylation et l'ouverture des noyaux aromatiques. Lorsque, pour des raisons d'encombrement stériques, les endopéroxydes intermédiaires ne peuvent pas se former, il se forme alors des quinones.

Des oxydations par perte d'un seul électron se produisent facilement; elles font intervenir comme intermédiaire primaire des radicaux cations qui, vu leur instabilité, réagissent rapidement avec l'eau ou tout autre nucléophile, par exemple une seconde molécule de HAP, ainsi qu'avec l'oxygène pour donner des diols, des quinones, des aldéhydes ou des dimères (USNAS 1972).

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les aza-arènes sont sensibles à l'attaque par l'ozone, bien que les derniers soient généralement moins réactifs. Les réactions ozone-HAP se produisent habituellement par addition en 1,2 ou en 1,4 ainsi que par substitution, et il s'ensuit la formation de diacides et de quinones. Les HAP alkylés peuvent aussi subir l'oxydation de leur chaîne latérale. Parmi les autres oxydants possibles, citons les radicaux hydroxy, hydropéroxy, alkyle et arylperoxy ainsi que les peroxydes. Les oxydes d'azote et de soufre, ainsi que les acides nitriques et sulfuriques, réagissent

facilement avec les HAP et donnent, par substitution, les dérivés nitro et les acides sulfiniques ou sulfoniques correspondants. On a démontré la possibilité de nitration (Pitts 1979) et de sulfonation (Tebbins et al. 1966; Jaeger et Rokovic 1974) des HAP. On trouve une revue de la formation des dérivés nitro des HAP dans Neilson (1982).

## 2.4 DOSAGE DES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES DANS DES ÉCHANTILLONS ENVIRONNEMENTAUX

Les concentrations de HAP dans les échantillons environnementaux sont en général très faibles et varient fortement, à la fois dans le temps et dans l'espace. Beaucoup de techniques analytiques ont été mises au point pour doser les HAP dans des échantillons d'air, d'eau, de sédiments et de substrats biologiques; ces techniques vont de méthodes semi-quantitatives relativement simples et rapides à des procédés très complexes et coûteux permettant de réaliser une analyse quantitative complète. Comme les concentrations des HAP dans les échantillons environnementaux sont en général faibles, et que ces composés sont associés avec un certain nombre de produits chimiques semblables qui, souvent, interfèrent lors de l'analyse, les précautions adéquates n'ont pas toujours été prises pendant l'échantillonnage et le dosage. On a soulevé des doutes quant à la précision, à la fiabilité, à la représentativité et à l'applicabilité des nombreuses méthodes de dosage. On a exprimé dans la littérature des réserves importantes sur l'utilité de la base de données relative aux concentrations de HAP dans l'environnement, surtout lorsqu'on n'a pas suffisamment examiné des facteurs comme la contamination des échantillons et la présence d'artefacts. Une évaluation détaillée des méthodes de prélèvement et de dosage des échantillons de HAP dépasse la portée du présent document. Le groupe d'experts recommande la préparation d'un rapport indépendant et complet sur ce sujet. Voilà pourquoi la présente section se limite à résumer certains articles qui examinent les méthodes les plus fréquemment employées pour doser les HAP pendant la dernière décennie.

Harrison et al. (1975) ainsi que Futoma et al. (1981) ont préparé des revues sur le dosage des HAP dans l'eau. La plupart des laboratoires d'analyse procèdent par extractions, en une ou en plusieurs étapes, des échantillons d'eau avec du benzène, du cyclohexane, du n-hexane ou du n-pentane (Acheson et al. 1976). Les extraits sont concentrés et dosés par chromatographie gazeuse (CG), chromatographie sur couche mince (CCM) et chromatographie liquide (CLHP) ou par chromatographie gazeuse/spectrométrie de masse (CG/SM).

Les échantillons environnementaux sont en général prélevés au hasard (Goulden 1978). La masse initiale des échantillons peut varier de 10 g à 1 kg. Il s'agit de poissons, d'oiseaux, d'huitres, d'oeufs et de mammifères attrapés à la main ou au filet. Dans certains cas (p.ex. les déversements de pétrole), des contaminants environnementaux sont spécifiquement dosés dans les spécimens morts.

Le but ultime des méthodes d'analyse appliquées aux HAP est l'identification, le dosage et la confirmation d'un seul composant. Cependant, à cause de leur similitude chimique relative, les mélanges de HAP et d'autres contaminants organiques sont plutôt difficiles à séparer, à identifier et à doser. La chromatographie est l'une des façons les plus efficaces de faire la séparation d'un mélange complexe. Van Langermeersch (1968), Halot (1970), Schaad (1970), ainsi que Herod et James (1978) ont revu la séparation des HAP par chromatographie sur couche mince. La chromatographie liquide et la chromatographie liquide à haute pression (CLHP) sont les techniques les plus récentes appliquées à la séparation des HAP (Sorrell et al. 1977).

Lee et Wright (1980) ont revu l'état actuel des connaissances sur la chromatographie des HAP et des CAH en colonnes capillaires vides. La supériorité du chromatographe gazeux à colonne capillaire vide pour séparer des mélanges complexes de HAP s'applique aussi aux limites de détection, en donnant des pics nets et étroits. L'utilisation d'un chromatographe gazeux à colonne capillaire vide et d'un spectromètre de masse constitue une méthode sensible, mais dispendieuse, de déterminer l'identité et la spécificité, en plus d'améliorer la sensibilité en cas de détection d'un ion spécifique (Lee et al. 1979b). La photoluminescence est devenue un moyen bien établi de doser les HAP de façon sélective et sensible; d'ailleurs, cette méthode est comparable à la détection par spectrométrie de masse (Brown et al. 1978).

Lors du dosage des HAP, la méthode analytique doit fournir des données fiables afin de permettre de valider les résultats des études faites en collaboration sur les isomères, les produits de photodégradation ou les produits de biomodification. Cependant, la majorité des méthodes qui ont été revues n'ont pas été validées adéquatement pour des matrices d'origine animale et (à un degré moindre) pour des tissus végétaux ou des matrices associées comme l'eau et le sol.

## 3.0 DYNAMIQUE ENVIRONNEMENTALE

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les substances apparentées peuvent pénétrer dans le milieu aquatique par un certain nombre de voies différentes, y compris: 1) la libération de substances dans l'atmosphère, surtout par combustion, puis éventuellement le dépôt dans le milieu aquatique soit directement, soit par dépôt sur le sol, puis ruissellement à la surface ou transport dans la nappe phréatique, et 2) la libération de substances directement dans le milieu aquatique ou indirectement par rejet sur le sol, mais sans passer d'abord par l'atmosphère. Ces deux voies générales de pénétration expliquent à la fois les concentrations de fond de nombreux HAP mesurées à des endroits éloignés des sources identifiables et les concentrations élevées correspondant à des rejets en un endroit précis. Afin d'élucider le devenir des HAP et des substances apparentées dans le milieu aquatique et de déterminer les répercussions sur le milieu de la présence de ces composés, il est nécessaire d'en étudier la formation, l'origine, le transport et la transformation.

### 3.1 FORMATION

On a traditionnellement supposé que la majorité des HAP présents dans l'environnement provenaient de la combustion inefficace des matières organiques. Dans le cadre du présent document, le terme combustion désigne la combinaison chimique rapide de l'oxygène avec des matières combustibles. On appelle souvent "combustion" tout processus chimique accompagné d'émission de chaleur et de lumière. Les perfectionnements des méthodes analytiques ont révélé l'existence dans des échantillons environnementaux de mélanges complexes de HAP dont la formation ne peut pas s'expliquer uniquement par la combustion. La présence de HAP dans l'environnement est maintenant considérée comme le résultat de la combustion, de la diagenèse et de la biosynthèse.

#### 3.1.1 COMBUSTION

Il n'existe aucun mécanisme général de formation des HAP et des CAH pendant la combustion. Il s'agit plutôt de mécanismes réactionnels multiples faisant intervenir divers intermédiaires et produits finals. Ces mécanismes dépendent de la composition des précurseurs organiques, de la température de réaction, de la durée d'exposition aux conditions de combustion, ainsi que d'autres variables.

L'atmosphère réductrice existant dans une flamme ou dans une chambre de combustion est un milieu favorable à la formation de HAP. On a proposé deux mécanismes expliquant la formation de HAP à haute température: 1) le mécanisme des radicaux CH. et 2) le mécanisme de synthèse diénique.

À une température élevée (> 450°C), dans une atmosphère réductrice, les molécules organiques complexes sont en partie craquées (c.-à-d. pyrolysées) en intermédiaires instables de masse moléculaire plus faible, dont des radicaux libres. Dans le contexte du présent document, le terme "pyrolyse" désigne la décomposition chimique ou toute autre modification chimique provoquée par l'action de la chaleur. Ces fragments peuvent ensuite se recombiner pour donner des hydrocarbures et des composés hétérocycliques aromatiques relativement stables (c.-à-d. pyrosynthèse). L'éthylène, l'acétylène et la 1,3-butadiène, qui sont des intermédiaires, sont polymérisés, puis cyclisés et déshydrogénés en structures aromatiques simples (Badger 1962; Badger et al. 1960, 1964, 1965, 1966). Une fois formés, ces HAP relativement simples sont transformés par pyrosynthèse plus poussée en HAP plus complexes.

La fragmentation en radicaux ayant de un à trois atomes de carbone n'est pas toujours nécessaire pour qu'il y ait synthèse de HAP. La pyrolyse du benzène donne des naphtalènes et des HAP de masse moléculaire plus élevée en faisant intervenir un intermédiaire benzyne (Hoffmann et Wynder 1977). La pyrolyse des terpènes donne, comme intermédiaires, des isoprénoïdes et d'autres diènes pouvant former des HAP par addition de Diels-Alder (c.-à-d. synthèse diénique).

On a vérifié la capacité de nombreux composés organiques à donner des HAP dans des conditions de pyrolyse. En comparaison des lipides, les glucides sont d'assez mauvais précurseurs (Schmeltz et Hoffman 1976). Bien que la longueur de la chaîne ait peu d'effet sur le rendement toal en HAP formé par pyrolyse, l'accroissement de la ramification et du nombre d'insaturations fait, pour des conditions identiques de combustion, augmenter le rendement en HAP. La combustion de carburants contenant des hydrocarbures aliphatiques donne des rendements faibles en HAP en comparaison de la combustion d'essence ordinaire dont la teneur en hydrocarbures aromatiques est de 30% (Brunnemann et Hoffman 1976). Les cyanonaphtalènes ainsi que les cyanoacénaphtalènes ont été identifiés comme les principales substances azotées produites par la combustion de carburants contenant des hydrocarbures aromatiques et additionnés de pyridine (Dubay et Hites 1979).

Brunnemann et Hoffman (1976) ainsi que Hoffman et Wynder (1977) ont constaté que les composés à structure stéroïdique étaient de bons précurseurs des chrysènes et des benzopyrènes, ce qui concorde avec le mécanisme de formation des HAP par synthèse diénique. La réaction d'isoprènes, d'indènes et d'autres diènes avec les acénaphtalènes dans des conditions de pyrolyse donne des fluoranthènes.

La température joue un rôle important dans la synthèse des HAP. Badger et al. (1964) ont constaté que le rendement maximal en benzo[a]pyrène (B[a]P) et en benzo[b]fluoranthène (B[b]F) par pyrosynthèse était maximal à une température supérieure à 650°C. Ils ont laissé entendre qu'il pouvait y avoir des différences importantes en ce qui concerne la

température donnant le rendement maximal pour chacun des HAP. L'abondance relative des HAP alkylés et la répartition de leur masse moléculaire dépendent aussi de la température de combustion. Aux températures très élevées (2000°C), les produits sont des mélanges relativement simples de HAP non alkylés contenant une petite quantité de HAP alkylés (Blumer et Youngblood 1975; Herlan 1978). A mesure que la température diminue, l'alkylation est de plus en plus importante. Aux températures intermédiaires (400-800°C), il peut se former des quantités importantes de HAP alkylés. La combustion aux températures intermédiaires permettrait de conserver certains produits alkylés, tout en éliminant les longues chaînes alkyle par craquage thermique (Blumer 1975).

La présence dans les sols et dans les sédiments récents de mélanges complexes de HAP, de CAH et de leurs homologues alkylés est un fait bien établi (Blumer et Youngblood 1975; Hites et Biemann 1975; Wakeham et Farrington 1980). On a trouvé que cette fraction était constituée de quantités relativement importantes de composés non alkylés en comparaison de leurs homologues alkylés. Blumer et Youngblood (1975) ont observé que la concentration des composés alkylés diminuait d'un facteur de presque 2 pour chaque atome supplémentaire de carbone sur la chaîne alkyle. Il y avait une différence marquée entre la répartition des masses moléculaires des HAP alkylés dans cette fraction et dans les sédiments anciens et les pétroles bruts où l'alkylation des HAP est beaucoup plus importante. La concentration des aza-arènes non substitués possédant de 3 à 5 noyaux aromatiques dans les sédiments lacustres récents est supérieure à celle de leurs homologues alkylés qui sont plus nombreux (Wakeham et Farrington 1980). Dans les sédiments anciens, la composition des aza-arènes est beaucoup plus complexe, la concentration des composés alkylés étant supérieure à celle des composés non substitués.

Des résultats comme ceux rapportés ci-dessus ont incité Blumer et Youngblood (1975) à supposer que les mélanges de HAP alkylés observés proviennent de feux à ciel ouvert (comme les incendies de forêts) puis du transport atmosphérique et du dépôt des composés formés. Hites et al. (1977) ont rejeté la possibilité qu'il s'agisse là d'une source importante de HAP dans le milieu aquatique, puisqu'il n'est pas tenu compte des mécanismes environnementaux (p.ex. différence de solubilité, d'affinité pour la surface des particules, de réactivité chimique, de vitesse de biodégradation) qui pourraient modifier la répartition des homologues de HAP (Hase et Hites 1976). L'interprétation des résultats d'analyse de carottes de sédiments a mené Hites et al. (1977) à avancer que les HAP présents dans les sols et dans les sédiments aquatiques récents étaient d'origine anthropique. Les résultats de l'étude des sédiments de la baie Narragansett (Rhode Island) ont porté Lake et al. (1979) à penser que la répartition observée des HAP alkylés et non alkylés s'expliquait mieux par une combinaison d'apports de HAP provenant de la combustion et de procédés utilisant du pétrole, plutôt que d'une modification, provoquée par la différence de solubilité, de mélanges de HAP ayant une origine unique.

On n'a pas étudié suffisamment les autres facteurs pouvant influer sur la répartition des masses moléculaires et sur la complexité des homologues alkylés contenus dans les mélanges de HAP formés pendant la combustion. Par exemple, Blumer (1975) a supposé que des temps de réaction prolongés à haute température peuvent donner une proportion plus grande de HAP non alkylés tout en diminuant la teneur en HAP moins stables. On n'a pas étudié adéquatement l'effet des pièges à radicaux sur la vitesse de formation des HAP et sur les quantités de HAP produites.

### 3.1.2 DIAGENÈSE

Les basses températures (< 150°C) favorisent la formation de HAP alkylés (Youngblood et Blumer 1975). La transformation lente des précurseurs de HAP entraîne une substitution importante d'alkyle et de cycloalkyle ainsi qu'une faible abondance relative des composés non alkylés de chaque série homologue de HAP (Blumer 1975). Les combustibles fossiles peuvent être une source riche de mélange très complexes de HAP. Dans les pétroles bruts et les huiles de schiste, il y a prédominance de HAP alkylés. Dans les résidus de distillation (p.ex. Bunker C) et les asphaltes, le rapport HAP alkylés: HAP non alkylés est tout aussi élevé (voir Section 3.2.2.2.1).

La provenance des précurseurs de HAP ainsi que l'historique du dépôt et de la conservation influent sur la répartition des masses moléculaires et sur les substituants dans ces mélanges (Aizenshtat 1973). On a identifié dans l'environnement une grande diversité de pigments d'origine biosynthétique (Thompson 1971). Dans les conditions réductrices présentes dans les sédiments dépourvus d'oxygène, certains pigments de type polyhydroxyquinone peuvent subir la déshydrogénation, la déshydroxylation et l'aromatisation pour donner des HAP (Maxwell et al. 1971). On a montré que les précurseurs possédant une structure de type anthraquinone donnent des HAP ayant une structure de type anthracène et pérylène. De plus, des HAP du type chrysène se forment pendant la diagenèse des précurseurs stéroïdiques et des terpénoïdiques. Au cours d'une étude sur la provenance et le devenir des HAP dans les sédiments lacustres récents, Wakeham et al. (1980a) ont trouvé une vaste gamme de composés aromatiques dont l'origine ne peut pas être uniquement anthropique. Il s'agit du pérylène, des homologues du phénanthrène, du rétène et du pimanthrène, ainsi que des HAP tétracycliques et pentacycliques dérivés des triterpènes pentacycliques. D'après la structure moléculaire et la profondeur, les auteurs ont conclu que ces composés avaient peut-être été formés dans les sédiments par transformation de précurseurs biogéniques. Une fois formés, les HAP peuvent demeurer relativement intacts dans des sédiments dépourvus d'oxygène qui ne sont pas perturbés.

### 3.1.3 BIOSYNTHÈSE

Certains champignons, bactéries, plantes supérieures et animaux sont capables de synthétiser une grande variété de pigments de type quinone polycyclique (Thompson 1971) qui peuvent se transformer en HAP pendant la diagenèse (voir Section 3.1.2); cependant, il y a toujours une controverse au sujet de la biosynthèse complète des HAP. Les données supportant ou infirmant l'hypothèse de la biosynthèse complète de certains HAP sont bien documentées (Neff 1979). Dans bien des cas où l'on a rapporté la biosynthèse de HAP, on n'a pas considéré suffisamment la possibilité d'une contamination exogène. La biosynthèse de certains HAP par des cultures bactériennes peut, cependant, se produire jusqu'à un certain point dans des conditions environnementales spécifiques. On s'attend que les mélanges de HAP formés soient relativement simples et qu'ils demeurent assez près de leur site de formation. La formation par les micro-organismes du sol puis l'entraînement avec le ruissellement pourraient constituer une voie de pénétration des HAP dans le milieu aquatique. On ne considère pas que l'apport par biosynthèse soit importante en comparaison du bilan global de HAP, mais il peut l'être localement dans certaines situations (Suess 1976).

## 3.2 SOURCES

On a identifié une multitude de sources pouvant libérer des HAP et des substances apparentées dans le milieu aquatique. Avec la modernisation des techniques analytiques, les renseignements facilement accessibles sur les sources et sur leur identification dans divers milieux environnementaux ont augmenté de façon marquée. De plus, on a préparé beaucoup de revues excellentes sur les sources de HAP dans l'air et dans l'eau (Cf. Andelman et Suess 1970; Andelman et Snodgrass 1974; Harrison et al. 1975; Radding et al. 1976; Neff 1979; Santodonato et al. 1981). Le présent document ne vise pas à refaire ces travaux, mais plutôt à évaluer la littérature scientifique pertinente afin d'essayer de quantifier les voies d'exposition des organismes aquatiques à ces substances, et de mettre en perspective leur importance dans le milieu aquatique.

### 3.2.1 SOURCES ATMOSPHÉRIQUES

En général, les émissions de HAP et de CAH dans le milieu atmosphérique proviennent soit de la combustion ou de la pyrolyse inefficace de substances organiques, soit de la vaporisation et/ou de la formation d'un aérosol de matières contenant ces composés. Après leur émission, ces substances peuvent se disperser et, finalement, se déposer. Comme on a prêté une attention considérable à l'émission de ces substances dans l'atmosphère, il existe des revues nombreuses et excellentes sur le sujet (Cf. Junk et Ford 1980; Shabad 1980). On donne ci-dessous une brève description des sources et des émissions. Plus loin (voir Section 3.2.1.6), on décrit en détail les facteurs d'émission et les taux d'émissions dans l'atmosphère.

Les types d'émissions atmosphériques de HAP et de CAH peuvent être divisés en plusieurs catégories générales, entre autres, les émissions dues à des procédés industriels, à l'utilisation de combustible (sources fixes), au transport, à l'incinération des déchets solides ainsi qu'à diverses sources comme les incendies de forêts, le brûlage des terres agricoles, la fumée de cigarette, etc. Les sources générales de polluants atmosphériques sont indiquées dans EPS (1981).

3.2.1.1 Procédés industriels

La production de coke provoque la libération dans l'atmosphère de quantités importantes de HAP (Cf. USEPA 1978a; Eisenhut et al. 1982). On a identifié et dosé plus de 60 différents HAP au cours des diverses opérations de production (Lao et al. 1975; York Research Corporation 1978). La plupart de ces émissions sont dues à une fuite pendant l'une des étapes. On peut trouver une revue sur les émissions de HAP par les fours à coke en Ontario (Ontario Ministry of Labour 1982). Le craquage catalytique est l'une des principales sources atmosphériques de HAP dans l'industrie du pétrole. Pendant ce procédé, le craquage du pétrole brut se fait en présence d'un catalyseur qui est désactivé par le dépôt de carbone et/ou de coke à sa surface. Le catalyseur est régénéré par combustion du carbone/coke, et il y a alors formation de HAP. La réduction de l'aluminium demande un grand nombre d'électrodes faites de pâte de carbone qui, à l'usage, libèrent des HAP (Cretney et al. 1982). Uthe (1979) a revu les émissions de HAP provenant d'autres procédés industriels comme la fabrication du charbon de bois et du noir de fumée.

3.2.1.2 Utilisation de combustibles (sources fixes)

Il se forme des HAP pendant la combustion de bois et de combustibles fossiles pour produire de la chaleur et de l'électricité. Bien qu'un très grand nombre de sources fixes diverses émettent ces substances, les quantités libérées dépendent quelque peu de l'efficacité relative du processus de combustion: les émissions sont plus faibles lorsque le processus est plus efficace. Par exemple, Natusch (1978) a constaté que les émissions totales de HAP par les centrales alimentées aux combustibles fossiles sont assez faibles, si la combustion se fait dans des conditions efficaces. Dans certaines localités, la combustion de bois dans les foyers et les poêles à bois constitue une source importante de HAP dans l'atmosphère (Peters et al. 1981; Murphy et al. 1982).

3.2.1.3 Transport

Les moteurs à combustion interne peuvent émettre des HAP dans l'atmosphère. On a identifié des nitro-HAP dans les matières particulaires prélevées dans les gaz d'échappement des automobiles. Par exemple,

Gibson (1982) a identifié le 6-nitropyrène dans les gaz d'échappement de voitures fonctionnant à l'essence au plomb, à l'essence sans plomb ou au carburant diesel. La qualité de HAP et de CAH dépend en partie du type de moteur, des conditions de combustion et des dispositifs antipollution (Mohr 1978; Nielson 1979; Grimmer 1981). L'emploi d'un système antipollution efficace et en bon état de fonctionnement peut réduire de façon marquée les quantités de HAP émises par les automobiles récentes (cf. Williams et Swarin 1979).

Une surcharge ou un mauvais entretien des moteurs diesel ainsi que l'absence d'un dispositif antipollution peuvent causer des émissions importantes de HAP et de CAH (Spindt 1978). Yu et Hites (1981) ont identifié plusieurs fluorènes, fluorénones et phénanthrènes alkylés (en plus d'autres HAP et d'un nitropyrène) dans les matières particulaires produites par un moteur diesel. Par rapport au moteur à quatre temps, les moteurs à deux temps qui fonctionnent avec un mélange huile/essence produisent des concentrations élevées de B[a]P (Guérin 1978). Puisque le noir de fumée, qui, on le sait, contient divers HAP (Gold 1975), sert d'agent renforçant du caoutchouc synthétique, l'usure des pneus peut causer l'émission dans l'atmosphère de quantités importantes de HAP.

### 3.2.1.4 Incinération de déchets solides

Bien qu'il existe peu de renseignements à ce sujet, les incinérateurs pour déchets solides qui fonctionnent inefficacement ou sans dispositifs antipollution adéquats peuvent émettre des quantités importantes de HAP dans l'atmosphère. Ces émissions varient en fonction des matières incinérées et des conditions d'incinération. En examinant les cendres volantes prélevées dans un dépoussiéreur électrostatique d'un incinérateur municipal, Eiceman et al. (1981) ainsi que Clement et Karasek (1982) ont identifié plusieurs HAP. Les composés trouvés en concentration les plus élevées étaient l'anthracène et le pyrène; on a trouvé des concentrations assez faibles de B[k]F et de benzopyrène (isomère non spécifié). En général, les différences de teneurs en HAP des cendres volantes prélevées suivaient les différences des teneurs estimées en composés organiques totaux.

### 3.2.1.5 Autres

Des sources non industrielles peuvent jouer un rôle très important dans l'émission de HAP et de CAH dans l'environnement. Par exemple, on considère que les sources les plus importantes d'émission de HAP en Ontario en 1976 étaient les incendies de forêts et les autres opérations de brûlage à ciel ouvert de matières organiques (MOE 1979). On considère aussi que le brûlage à ciel ouvert d'herbe, de feuilles, d'écorce et de branches émet de grandes quantités de HAP (McMahon et Tsoukalas 1978).

### 3.2.1.6 Estimations des émissions atmosphériques

On s'est beaucoup efforcé à estimer les quantités de HAP et de CAH libérés dans le milieu atmosphérique par les processus de combustion. Cependant, la base de données actuelle est toujours insuffisante et ne permet pas de quantifier complètement les émissions de toutes les sources.

Il est très difficile de quantifier les taux d'émission de HAP et de CAH dans l'atmosphère ainsi que leur apport ultérieur dans le milieu aquatique. Plusieurs facteurs limitants influent sur le développement d'estimations quantitatives des émissions. Il existe très peu de données sur l'émission de HAP et de CAH par des sources canadiennes. À cause de son potentiel cancérigène, c'est le B[a]P qui a été étudié le plus intensément. On a traditionnellement considéré sa présence comme une indication de la présence d'autres HAP (cf. Suess 1976; Hites 1981). Toutefois, le B[a]P peut ne constituer que de 1 à 20% de l'ensemble des HAP présents (USNAS 1972), et l'on n'a trouvé encore aucune corrélation systématique entre la concentration de ce composé et celle des autres HAP et CAH. On a effectué certains travaux pour déterminer la répartition des HAP en se servant comme indicateur de plusieurs de ces composés plutôt que du B[a]P seul (cf. Grimmer 1981). De plus, selon certaines données, le B[a]P est l'un des HAP les plus réactifs présents dans les échantillons environnementaux; s'il est utilisé comme indicateur, il peut donc y avoir sous-estimation des émissions de HAP (voir Section 3.3.1.1). Comme on l'a mentionné auparavant (voir Section 2.4), les méthodes d'échantillonnage, de purification et d'analyse ne sont pas toujours données en détail par chacun des chercheurs; ainsi, la comparaison des résultats n'est donc pas toujours possible. Pour une source donnée, l'émission de HAP peut varier de plusieurs ordres de grandeur selon l'âge et l'état de l'équipement, les matières brûlées, les conditions de fonctionnement et les dispositifs antipollution. En général, une bonne partie des renseignements existants ne comportent aucune donnée complémentaire sur l'emplacement du site d'échantillonnage par rapport à d'autres sources potentielles, sur les spécifications instrumentales et sur les conditions météorologiques; c'est pourquoi la plupart de ces renseignements ne sont que d'une utilité limitée pour estimer les émissions.

Les taux d'émission sont calculés d'habitude d'après les facteurs d'émission qui sont définis comme le quotient de la moyenne statistique des taux d'émission de contaminants dans l'atmosphère par une activité polluante donnée (p.ex. combustion, production industrielle) (EPS 1981) et de l'intensité de cette activité. Le calcul des taux d'émission à partir des facteurs d'émission comporte un certain nombre de problèmes inhérents. Par exemple, le même facteur peut ne pas s'appliquer en tout temps à tous les émetteurs d'une source particulière. De plus, pour une source donnée, les proportions relatives de HAP et de CAH sous forme de vapeur et de matières particulaires varient selon le point de prélèvement (Natusch 1978). On risque de gravement sous-estimer

le facteur d'émission en ne prélevant que les matières particulaires (cf. Stenberg 1981). Selon Schure et Natusch (1982), la plupart des HAP seraient adsorbés sur les matières particulaires carbonées; cependant, on ne peut pas extraire efficacement les HAP car ce substrat les retient fermement. Les facteurs d'émission existants peuvent donc sous-estimer les taux d'émission de HAP.

Malgré les difficultés ci-dessus, on a calculé un certain nombre de facteurs d'émission et de taux d'émission pour divers types de sources. On trouve au Tableau 3-1 les facteurs d'émission correspondant à diverses sources (p.ex. procédés industriels, utilisation de combustibles (sources fixes), transport, incinération de déchets solides, etc.). Il est évident que, pour une source donnée, certains facteurs d'émission peuvent varier de plusieurs ordres de grandeur.

La base de données la plus complète sur les émissions de HAP a été établie en 1967 (Hangebrauck et al. 1967); elle a depuis été mise à jour et raffinée (Cf. USNAS 1972, Suess 1976; USEPA 1978b; Peters et al. 1981; Ramdahl 1981). Ces quelques dernières années, il y a eu de nombreuses modifications des désignations des catégories de source.

On possède peu de renseignements fiables sur l'existence d'une concentration de fond de HAP, mais on considère en général que les HAP identifiés dans les échantillons environnementaux prélevés dans des zones éloignées sont d'origine naturelle et anthropique. La concentration des HAP, exprimée en B[a]P, est d'environ 10-20 $\mu g.kg^{-1}$ de matière organique sèche (WHO 1970). Les concentrations atmosphériques de B[a]P mesurées dans les zones rurales non polluées varient de 0,1 à 0,5 $\mu g.m^{-3}$ (USNAS 1972).

Les volcans actifs sont considérés comme l'une des sources naturelles de HAP dans l'environnement. Il'nitskii (1980) a décelé du B[a]P dans la cendre, la lave et les échantillons de sol, de végétation et d'eau chaude prélevés près de volcans actifs. Ces sources sont relativement peu importantes, prévoit-on, en comparaison de l'ensemble des HAP pénétrant dans la biosphère (Suess 1976); cependant, l'identification de B[a]P dans des échantillons de pergélisol dont l'âge atteignait parfois 10 000 ans a poussé Il'nitsky et al. (1979a) à conclure que l'existence d'une concentration de fond de HAP à une époque reculée pourrait être attribuable à l'activité volcanique. On n'a pas envisagé la possibilité qu'ils proviennent d'incendies de forêts ou d'autres feux à ciel ouvert.

Les émissions atmosphériques globales de B[a]P d'origine anthropique pendant la période allant de 1966 à 1969 ont été évaluées à 5000 $t.a^{-1}$ (tonnes métriques par année) (Suess, 1976), dont environ 1300 $t.a^{-1}$ aux Etats-Unis (USNAS 1972) (Tableau 3-2). Selon les facteurs d'émission utilisés et les sources considérées, l'ensemble des émissions de HAP aux États-Unis varie de 8400 à 11 000 $t.a^{-1}$ (Tableaux 3-3 et 3-4).

Tableau 3-1. Facteurs d'émission pour le benzo[a]pyrène et l'ensemble des HAP. À moins d'avis contraire, les facteurs d'émission sont exprimés en $\mu g.kg^{-1}$ (tirés avec mise à jour de Ramdahl 1981).

| Type de source | Benzo[a]pyrène Typique | Benzo[a]pyrène Plage | Ensemble des HAP[1] Typique | Ensemble des HAP[1] Plage | Référence |
|---|---|---|---|---|---|
| PROCÉDÉS INDUSTRIELS | | | | | |
| Production de coke | | | 15 000 | | Trenholm et Beck (1978) |
| | 2100 | | | | MOE (1979) |
| | 200 | | | | Eisenhut et al. (1982) |
| Craquage catalytique du pétrole | 0,410 | 0,031-0,710 | 28 | 14-3200 | Hangebrauck et al. (1967) |
| Sans chaudière centrale pour récupérer la chaleur du CO | | | | | Energy et Environmental Analysis Inc. (1978); Oil et Gas Journal (1977) |
| Fusion réductrice de l'aluminium | 15 000 | 10 000-38 000 | 470 000 | 400 000-1 300 000 | Bjorseth (1982) |
| Cuisson anodique | 66 | | 50 000 | | |
| Frittage du fer et de l'acier | 17 | 0,6-1100 | 340 | | Energy et Environmental Analysis Inc. (1978); St. Louis (1977) |
| Fonderies de métaux ferreux | | | 7 700 | | Vena (1982) |
| Industrie des alliages au fer | | | 10 000 | | Berglind et Gjessing (1980) |
| Usines métallurgiques | | | 60 000 | | Berglind et Gjessing (1980) |
| Production de noir de fumée | | | 300 | 220-490 | Energy et Environmental Analysis Inc. (1978); Vandegrift et al. (1970); Vena (1982) |
| Production d'asphalte | | | | | |
| Soufflage d'air | 1 | 0,2-750 | 50 | 2,8-4100 | Hangebrauck et al. (1967) |
| Saturateur à galets | 0,001 | 0,08-400 | 5 | 1-50 | Energy et Environmental Analysis (1978) |
| UTILISATION DE COMBUSTIBLES (SOURCES FIXES) | | | | | |
| Services publics | | | | | |
| Centrales alimentées au charbon pulvérisé | 1,6 | 1,1-2,7 | 19 | 0,5-32 | Hangebrauck et al. (1967) Energy et Environmental Analysis Inc. (1978); Supernant (1976) |
| Industrie | | | | | |
| Chaudières alimentées au au charbon | 0,9 | | 41 | | Hangebrauck et al. (1967) |
| Chaudières alimentées au pétrole | 1,1 | | 23 | 5,3-100 | Energy et Environmental Analysis Inc. (1978); Supernant et al. (1976) |
| Commerce | | | | | |
| Chaudières alimentées au pétrole | 40 | | 820 | | Hangebrauck et al. (1967) |
| Chaudières de taille moyenne alimentées au gaz | 10 | | | 490-1100 | Energy et Environmental Analysis Inc. (1978) |

Tableau 3-1. (Suite)

| Type de source | Benzo[a]pyrène Typique | Benzo[a]pyrène Plage | Ensemble de HAP[a] Typique | Ensemble de HAP[a] Plage | Référence |
|---|---|---|---|---|---|
| Résidences | | | | | |
| Bois de chauffage | | | | | |
| Foyer (chêne séché) | | | 25 000 | | Peters et al. (1981) |
| (pin vert) | | | 36 000 | | " |
| Poêle à bois à chicanes (chêne séché) | | | 21 000 | | " |
| (pin vert) | | | 37 000 | | " |
| Poêle à bois sans chicane | | | | | |
| (chêne séché) | | | 19 000 | | " |
| (pin vert) | | | 32 000 | | " |
| Chauffage central au charbon | 1500 | | 60 000 | 1000-1 200 000 | Hangebrauck et al. (1967) DeAngelis et Reznik (1979) |
| Chauffage central au mazout | | | | | |
| 30 kw | 2,2 | 2,0-4,4 | 10 000 | 0,9-21,6 | Herlan (1978) |
| 7,5 kw | | | | 900-21 600 | |
| TRANSPORT | | | | | |
| Autos à moteur à l'essence | | | | | |
| Sans catalyseur | 1,7 $\mu g.km^{-1}$ | 0,18-3,3 $\mu g.km^{-1}$ | | | Williams et Swarin (1979) |
| | 3,2 $\mu g.km^{-1}$ (démarrage à froid) | | | | " |
| | 0,5 $\mu g.km^{-1}$ (démarrage à chaud) | | | | " |
| Avec catalyseur | 0,04 $\mu g.km^{-1}$ | 0,02-0,07 $\mu g.km^{-1}$ | | | " |
| Auto, moteur diesel | 1,7 $\mu g.km^{-1}$ | | | | " |
| | 2,4 $\mu g.km^{-1}$ (démarrage à froid) | | | | " |
| | 1,1 $\mu g.km^{-1}$ (démarrage à chaud) | | | | " |
| INCINÉRATION DE DÉCHETS SOLIDES | | | | | |
| Déchets municipaux (brûlage à ciel ouvert) | | | 1400 | | Hangebrauck et al. (1967) Energy et Environmental Analysis Inc. (1978) |
| Pneus d'automobile (brûlage à ciel ouvert) | | | 240 000 | | Hangebrauck et al. (1967) Energy et Environmental Analysis Inc. (1978) |
| AUTRES | | | | | |
| Incinération des déchets de travaux paysagers | 150 | | | | USNAS (1972) |
| Brûlage d'herbe coupée, de feuilles et de branches | 346 | | | | USNAS (1972) |
| Brûlage des feuilles d'arbres | | 100-800 | | | Jones (1975) |
| Incendies de forêt (queue) | | 238-2454 | | | McMahon et Tsoukalas (1978) |
| (front) | | 38-97 | | | McMahon et Tsoukalas (1978) |
| Fumée de cigarette | 3-4 µg/100 cigarettes | | | | Hoffman et Wynder (1976) |

[a] Dans la littérature, on donne rarement la liste des composés individuels constituant "l'ensemble des HAP". La désignation "ensemble des HAP" reflète d'habitude la méthode d'analyse ou, dans certains cas, la quantité d'une fraction donnée de brut ou la somme des HAP identifiés à l'aide d'une technique donnée. On se sert souvent de la quantité de B[a]P pour évaluer "l'ensemble des HAP" en supposant une valeur donnée par le rapport B[a]P/ensemble des HAP.

Tableau 3-2. Estimation des émissions atmosphériques de benzo[a]pyrène (tiré de de USNAS 1972 et de Suess 1976).

| Type de source | Émissions de benzo[a]pyrène ($t.a^{-1}$) | | | |
|---|---|---|---|---|
| | États-Unis | % de l'ensemble | Monde | % de l'ensemble |
| PROCÉDÉS INDUSTRIELS | | | | |
| Production de coke | 192 | 15 | 1033 | 20 |
| | 6 | <1 | 12 | <1 |
| UTILISATION DE COMBUSTIBLES (SOURCE FIXES) | | | | |
| Services publics et industries | | | | |
| - charbon | 431 | 34 | 2376 | 47 |
| - pétrole | 2 | <1 | 5 | <1 |
| - gaz | 2 | <1 | 3 | <1 |
| Résidences | | | | |
| - bois de chauffage | 40 | 3 | 220 | 4 |
| TRANSPORTS | | | | |
| Automobiles, moteur à essence | 10 | <1 | 16 | <1 |
| Camions, moteur à essence | 12 | <1 | 29 | <1 |
| Camions et autobus, moteur au diesel | ≈0,4 | <1 | ? | |
| INCINÉRATION DES DÉCHETS SOLIDES | | | | |
| Incinération en milieu clos | | | | |
| - commerce et industrie | 23 | 2 | 69 | 1 |
| - municipalité, appartement, etc. | 11 | 1 | 33 | 4 |
| AUTRES | | | | |
| Incendies de forêt et brûlage agricole | 140 | 11 | 420 | 8 |
| Incendies de résidus de charbon | 340 | 26,5 | 680 | 13 |
| municipalité, résidences et industries) | 74 | 6 | 148 | 3 |
| TOTAL | 1283 | | 5044 | |

Tableau 3-3. Estimation de l'ensemble des HAP émis annuellement aux États-Unis par des sources produisant plus d'une tonne par année (tiré de Ramdahl 1981).

| Type de source | Estimation des émissions ($t.a^{-1}$) | Pourcentage de l'ensemble des émissions de HAP |
|---|---|---|
| PROCÉDÉS INDUSTRIELS | | |
| Production de coke | 630 | 7 |
| Fusion réductrice de l'aluminium | 2100 | 25 |
| Production de noir de fumée | 3 | <0,1 |
| Bitumage des toits | 15 | 0,2 |
| Asphaltage des chaussées (mélange chaud) | 4 | <0,1 |
| UTILISATION DE COMBUSTIBLES (SOURCES FIXES) | | |
| Services publics | | |
| - chaudières à alimentation sèche par la base (lignite) | 14 | 0,1 |
| (charbon bitumineux) | 7 | 0,1 |
| - chaudières à alimentation humide par la base (lignite) | 4 | <0,1 |
| - chaudières de taille intermédiaire alimentées au pétrole | 380 | 4 |
| Industries | | |
| - chaudières à alimentation sèche par la base (charbon bitumineux) | 41 | 0,5 |
| - chaudières à alimentation par chargeur (charbon bitumineux) | 7 | 0,1 |
| Résidence | | |
| - bois de chauffage | 3800 | 45 |
| - charbon bitumineux | 100 | 1 |
| - gaz | 6 | 0,1 |
| - pétrole distillé | 5 | 0,1 |
| TRANSPORTS | | |
| Sources mobiles (non spécifiées) | 250 | 3 |
| AUTRES | | |
| Incendies de forêt | 1000 | 12 |
| SOURCES NON SPÉCIFIÉES | | |
| Autres charbons pour chargeurs et chaudières | 10 | 0,1 |
| Autres types de combustion de gaz | 3 | <0,1 |
| TOTAL | 8379 | |

Tableau 3-4. Estimation des émissions annuelles par les divers types de sources de HAP aux États-Unis (tiré de Peters et al. 1981).

| Type | Estimation des émissions ($t.a^{-1}$) | Pourcentage de l'ensemble des émissions de HAP | Référence |
|---|---|---|---|
| PROCÉDÉS INDUSTRIELS | | | |
| Production de coke | 632 | 5,7 | Eimutis et al. (1978)<br>Siebert et al. (1978) |
| Production de noir de fumée | 3,1 | <0,1 | Serth et Hughes (1977) |
| Fabrication de charbon de bois | | | |
| - en lots, dans des fours sans réglage | 0,8 | <0,1 | Moscowitz (1978) |
| - production en continu dans un four | 0,7 | <0,1 | Moscowitz (1978) |
| Production d'asphalte | | | |
| - saturateurs | 0,2 | <0,1 | Siebert et al. (1978) |
| - soufflage d'air | 0,2 | <0,1 | Siebert et al. (1978) |
| - mélange chaud pour routes | 3,9 | <0,1 | Khan et Hughes (1977) |
| Composés chimiques du | | | |
| - four rotatif à cendres noires | 0,3 | <0,1 | Reznik et Toy (1978) |
| UTILISATION DE COMBUSTIBLES (SOURCES FIXES) | | | |
| Services publics | | | |
| - charbon | 12,9 | 0,1 | DeAngelis et al. (1979) |
| - pétrole | 0,3 | <0,1 | Supernant et al. (1976) |
| - gaz | 0,3 | <0,1 | Supernant et al. (1976) |
| Industries | | | |
| - charbon | 69,0 | 0,6 | DeAngelis et al. (1979) |
| - pétrole | 1,3 | <0,1 | Supernant et al. (1976) |
| - gaz | 2,1 | <0,1 | Supernant et al. (1976) |
| - bois/écorce | 1,2 | <0,1 | Peters et Thalman (1980) |
| - bagasse | 0,3 | <0,1 | Supernant et al. (1976) |
| Résidences | | | |
| - bois de chauffage | | 34,8 | DeAngelis et al. (1979) |
| - chauffage principal | 1383 | | |
| - chauffage d'appoint | 2376 | | |
| - foyers | 78 | | |
| - charbon | 102 | 0,9 | DeAngelis et Reznick (1979) |
| - pétrole | 7,4 | <0,1 | Siebert et al. (1978) |
| - gaz | 9,8 | <0,1 | Siebert et al. (1978) |
| TRANSPORTS | | | |
| Autos, moteur à essence | 2160,8 | 19,6 | Siebert et al. (1978) |
| Autos, moteur diesel | 1,2 | <0,1 | Siebert et al. (1978) |
| Camions, moteur diesel | 103,5 | 0,9 | Siebert et al. (1978) |
| INCINÉRATION DES DÉCHETS | | | |
| Municipalités | 0,3 | <0,1 | Hangebrauck et al. (1967); Siebert et al. (1978) |
| Industries | 55,8 | 0,5 | Hangebrauck et al. (1967); Siebert et al. (1978) |
| AUTRES | | | |
| Brûlage agricole à ciel ouvert | 1190 | 10,8 | Hangebrauck et al. (1967); Chi et Zanders (1977) |
| Brûlage prescrit | 1071 | 9,7 | Chi et al. (1979)<br>Yamate (1974) |
| Feux de friches | 1478 | 13,4 | Chi et al. (1979)<br>DeAngelis et al. (1979) |
| Rebuts de charbon en tas | 28,5 | 0,3 | Chalekode et Blackwood (1978) |
| Brûlage des abattis | 171 | 1,6 | Clark (1974) |
| Incendies de structures | 86 | | Clark (1974)<br>DeAngelis et al. (1979) |
| TOTAL | 11,031 | | |

Ces quelques dernières années, le classement, selon leur importance, des sources que l'on croit émettre de grandes quantités de HAP s'est modifié de façon frappante. Par exemple, Suess (1976) considère que l'utilisation de combustibles par les services publics et les industries constitue la source la plus importante de HAP, suivie de l'incinération des résidus de charbon et la production de coke (Tableau 3-2). Toutefois, Peters et al. (1981) considèrent que la combustion dans les résidences est la principale source d'émission aux États-Unis, suivi par le brûlage à ciel ouvert (c.-à-d. agricole, forestier), le transport (automobiles fonctionnant à l'essence) et la production de coke (Tableau 3-4). À l'aide de données semblables, Ramdahl (1981) conclut que la combustion dans les résidences (chauffage au bois), la fusion réductrice de l'aluminium et les feux de forêt sont les trois sources les plus importantes de HAP atmosphériques aux États-Unis (Tableau 3-3).

Au Canada, il n'existe présentement aucun inventaire des émissions de HAP à la grandeur du pays. En utilisant des facteurs d'émission mis au point par l'EPA des États-Unis (USEPA 1978b), le ministère de l'Environnement de l'Ontario a évalué les émissions de B[a]P de diverses origines connues et potentielles dans la province de l'Ontario (MOE 1979). Les incendies de forêt et le brûlage à ciel ouvert ont été identifiés comme les principales sources atmosphériques. Un inventaire préliminaire des émissions possibles de HAP au Canada a été préparé en se basant sur une analogie statistique et sur des facteurs d'émission du B[a]P (Tableau 3-5). On estime que l'ensemble des émissions de B[a]P varie de 19 à 22 $t.a^{-1}$ et que la production de coke, la réduction de l'aluminium et le craquage du pétrole sont les trois procédés émettant le plus de B[a]P. On ne connaît pas encore les taux d'émission pour les incendies de forêt, le brûlage à ciel ouvert et la combustion de bois de chauffage dans les résidences et les industries au Canada. De plus, on ne peut se procurer de renseignements estimant les émissions dues à des véhicules de loisir, comme les bateaux à moteur, les motoneiges, etc. Les émissions de HAP par les navires n'ont pas été étudiées, et il est donc impossible d'en faire l'inventaire. Dans des cas particuliers, il se peut que plusieurs de ces sources produisent des quantités importantes de HAP et de substances apparentées.

On doit se rappeler que la plupart des estimations mentionnées ci-dessus ne sont que des hypothèses, bien que leur ordre de grandeur puisse donner une approximation de l'importance de chacune des sources. Au cours des dernières années, l'importance relative des diverses sources de HAP a changé, et les estimations deviendront probablement plus justes à mesure qu'on obtiendra de nouveaux renseignements plus fiables.

Tableau 3-5. Estimation des émissions annuelles de benzo[a]pyrène dans l'atmosphère au Canada[a] (tiré de Lao 1982).

| Type de source | Estimation des émissions ($kg.a^{-1}$) | Référence |
|---|---|---|
| PROCÉDÉS INDUSTRIELS | | |
| Production de coke | 12 000 | D |
| Réduction de l'aluminium | 4000-6000 | E |
| Craquage catalytique du pétrole | 500-1000 | B |
| Fabrication d'asphalte et d'électrodes de charbon | 1 | B |
| UTILISATION DE COMBUSTIBLES (SOURCES FIXES) | | |
| Services publics | | |
| - charbon | ≈40 | F |
| Industries | | |
| - charbon | ≈0,2 | F |
| - pétrole | ≈20 | B |
| - pétrole (commerce/industries) | ≈150 | B |
| - gaz | ≈4 | A |
| - gaz (commerce/industries) | ≈120 | A |
| Résidences | | |
| - charbon | ≈1 | A |
| - pétrole | ≈30 | B |
| - gaz | ≈25 | A |
| TRANSPORTS | | |
| Auto, moteur à essence | 400 | G |
| Camions et autobus, moteur diesel | 20 | G |
| Motocyclettes | 400-600 | G |
| Usure des pneus | 1100 | G |
| AUTRES | | |
| Fumée de cigarette | 2 | C |
| TOTAL | ≈19 000-22 000 | |

[a] On n'a pas inclus les émissions provenant des incendies de forêt et des autres opérations de brûlage à ciel ouvert. En 1976, les émissions de B[a]P de cette source étaient d'environ 7500-100 000 kg en Ontario (Référence H).

A - Rapport de Statistique Canada - N°. 57-207, août 1978.
B - Rapport de Statistique Canada - N°. 45-208, Mai 1978.
C - Rapport de Statistique Canada - N°. 32-022, déc. 1977.
D - Rapport de Statistique Canada - N°. 45-002, juin 1978.
E - Rapport d'Environnement Canada, EPS 3-AP-77, 1977.
F - Rapport de Statistique Canada - N°. 26-206, juillet 1978.
G - Rapport de Statistique Canada - N°. 57-218, juin 1978.
H - Rapport annuel du ministère des Ressources naturelles de l'Ontario, 1977.

## 3.2.2 SOURCES D'ORIGINE HYDRIQUE

### 3.2.2.1 Effluents municipaux

L'expression "effluents municipaux" est un terme plutôt vaste qui englobe en général les eaux usées ou d'autres liquides, partiellement ou complètement traités, ou à l'état naturel, qui sont rejetés des égouts séparatifs, des égouts pluviaux, des usines d'épuration des eaux d'égout et/ou du mélange des trois. Ces eaux usées peuvent parfois contenir les effluents d'industries rejetant divers déchets directement dans les égouts. Les déchets industriels et le ruissellement peuvent contribuer substantiellement à la charge en HAP des effluents municipaux. Selon Borneff et Kunte (1965), les concentrations de HAP dans les effluents municipaux suivent d'habitude la proportion d'effluents provenant de l'industrie et varient selon chaque source industrielle.

On estime que les déchets municipaux apportent 0,3 $Mt.a^{-1}$ d'hydrocarbures dans l'ensemble des océans, soit environ 5% du total des hydrocarbures qui y sont dispersés (McAuliffe 1976). On a trouvé que les effluents domestiques contenaient de 22 à 2416 $\mu g.L^{-1}$ de divers HAP (Tableaux 3-6 et 3-7). La vaste plage des teneurs en HAP déterminées reflète très probablement une variation de l'importance de la source, le type d'échantillonnage, la durée et le moment aussi bien que la saison de l'échantillonnage. La quantité de pluie et, donc, de ruissellement, influe de façon importante sur la teneur en HAP des eaux usées: les concentrations de certains HAP augmentent de plusieurs ordres de grandeur à l'époque des grandes pluies. Toutefois, d'autres facteurs telle l'utilisation du sol, les caractéristiques du drainage et le temps entre les orages peuvent influer sur les caractéristiques des HAP dans le ruissellement pluvial.

L'action oxydante des procédés de traitement biologique ne suffit pas à éliminer complètement les HAP, bien qu'une partie d'entre eux soit adsorbée sur les matières particulaires et, donc, éliminée avec la boue (Andelman et Suess 1970; Andelman et Snodgrass 1974). On a trouvé que la boue des usines d'épuration des eaux usées contenait de fortes concentrations de HAP (Borneff et Kunte 1965; McIntyre et al. 1981). Au cours de leur étude des boues d'eaux usées prélevées dans douze usines d'épuration du Royaume-Uni, McIntyre et al. (1981) ont trouvé des concentrations élevées des six HAP étudiés (Tableau 3-8). Même si les résultats variaient de façon considérable, ils montraient qu'il y a habituellement des concentrations assez élevées de HAP dans des boues d'origine surtout domestique. Les concentrations les plus fortes se trouvaient cependant dans les boues des usines d'épuration des effluents industriels.

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques de masse moléculaire assez élevée semblent adsorbés en grand nombre sur les matières particulaires, alors que les molécules de HAP plus petites, qui sont plus

Tableau 3-6. Hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les effluents municipaux[a] (tiré de Borneff et Kunte 1965).

| | Teneur en HAP ($\mu g.L^{-1}$) | | | |
|---|---|---|---|---|
| | | Eaux d'égout | | |
| Composé | Effluents domestiques | Temps sec | Fortes pluies | Eaux d'égout (industrielles en grande partie) |
| Fluoranthène | 273-2416 | 352 | 16 350 | 2660-3420 |
| Pyrène | 1763 | 254 | 16 050 | 2560-3120 |
| Benzo[a]anthracène | 167-319 | 25 | 10 360 | 343-1360 |
| Benzo[b]fluoranthène | 114-202 | 39 | 9 910 | 525-870 |
| Benzo[j]flouranthène | 37-205 | 57 | 10 790 | 1100-1740 |
| Benzo[k]flouranthène | 31-193 | 22 | 4 180 | 336-460 |
| Benzo[a]pyrène | 38-74 | 1 | 1 840 | 100-368 |
| Benzo[ghi]pérylène | 40-219 | 4 | 3 840 | 120-480 |
| Indéno[1,2,3-cd]pyrène | 22-238 | 17 | 4 980 | 476-930 |

[a] Dans l'article original, les expressions "effluents domestiques", "eaux d'égout", etc. ne sont pas définies. On suppose que les "effluents domestiques" comprennent tous les déchets organiques solides et liquides des résidences parvenant à l'usine d'épuration et que les "eaux d'égout" désignent un mélange constitué des effluents domestiques et du ruissellement capté.

Tableau 3-7. Teneur en HAP des eaux d'égout[α] (tiré de Grzybowski et al. 1983).

| Composé[β] | Plage des concentrations[γ] ($\mu g.L^{-1}$) |
|---|---|
| Fluorène | 0,5-2,0 |
| Phénanthrène | 0,5-10,0 |
| Anthracène | 0,1-1,0 |
| Fluoranthène | 0,5-5,0 |
| Pyrène | 11,0-27,0 |
| Chrysène/Benzo[a]anthracène | 0,1-24,0 |
| Benzo[j]fluoranthène | 14,0-52,0 |
| Benzo[e]pyrène | 1,0-5,5 |
| Benzo[b]fluoranthène/Pérylène | 0,7-2,0 |
| Benzo[b]fluoranthène | 1,0-5,5 |
| Benzo[a]pyrène | 0,6-6,5 |
| Dibenz[a,c]anthracène | 0,8-4,5 |
| Dibenzo[a,h]anthracène | 0,0-6,6 |
| Benzo[ghi]pérylène | 0,0-10 |

α L'expression "eaux d'égout" n'est pas définie. Il n'existe aucun renseignement sur la provenance des matières.

β Les composés ont été identifiés et dosés par chromatographie liquide à haute pression.

γ Plage des concentrations dans 15 échantillons d'eau d'égout.

Tableau 3-8. Concentrations de HAP dans des échantillons de boue prélevés à deux usines d'épuration différentes (tiré de McIntyre et al. 1981).

| Source | Échantillon N° | Concentration des HAP $\mu g.L^{-1}$ de masse humide ($\mu g.g^{-1}$ de masse sèche) | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Fluoranthène | Benzo[a]pyrène | Benzo[a]fluoranthène | Benzo[k]fluoranthène | Benzo[g,h,i]pérylène | Indéno[1,2,3-cd]pyrène | Total |
| A | 1 | 20-30<br>(0,47-0,71) | 16-20<br>(0,38-0,48) | 16-20<br>(0,38-0,48) | 8-12<br>(0,19-0,29) | 12-16<br>(0,29-0,38) | 12-16<br>(0,29-0,38) | 84-114<br>(0,20-2,71) |
| | 2 | 20-30<br>(0,61-0,91) | 20-30<br>(0,61-0,91) | 16-20<br>(0,48-0,61) | 16-20<br>(0,48-0,61) | 12-16<br>(0,36-0,48) | 12-16<br>(0,36-0,48) | 96-132<br>(2,92-4,00) |
| | 3 | 20-30<br>(0,34-0,51) | 16-20<br>(0,28-0,34) | 12-16<br>(0,20-0,27) | 16-20<br>(0,27-0,34) | 8-12<br>(0,14-0,20) | 8-12<br>(0,14-0,20) | 80-110<br>(1,35-1,86) |
| | 4 | 16-20<br>(0,35-0,44) | 8-12<br>(0,28-0,27) | 12-16<br>(0,27-0,35) | 4-8<br>(0,08-0,18) | 8-12<br>(0,18-0,27) | 12-16<br>(0,27-0,35) | 60-84<br>(1,33-1,87) |
| | 5 | 20-30<br>(1,76-2,35) | 16-20<br>(0,59-1,18) | 8-12<br>(1,18-1,76) | 12-16<br>(0,29-0,59) | 8-12<br>(0,23-0,34) | 8-12<br>(0,59-1,18) | 72-102<br>(2,06-2,91) |
| B | 1 | 60-80<br>(1,76-2,35) | 20-40<br>(0,59-1,18) | 40-60<br>(1,18-1,76) | 10-20<br>(0,29-0,59) | 20-40<br>(0,59-1,18) | 20-40<br>(0,59-1,18) | 170-280<br>(5,00-8,24) |
| | 2 | 320-400<br>(9,14-11,43) | 240-320<br>(6,86-9,14) | 140-320<br>(6,86-9,14) | 80-160<br>(2,29-4,57) | 240-320<br>(6,86-9,14) | 160-240<br>(4,57-6,86) | 1280-1760<br>(36,6-50,3) |
| | 3 | 80-100<br>(3,33-4,16) | 40-60<br>(1,67-2,50) | 40-60<br>(1,67-2,50) | 20-40<br>(0,83-1,67) | 40-60<br>(1,67-2,50) | 20-40<br>(0,830-1,67) | 240-360<br>(10,0-15,0) |
| | 4 | 60-80<br>(0,74-0,99) | 10-20<br>(0,12-0,24) | 5-10<br>(0,06-0,12) | 5-10<br>(0,06-0,12) | 5-10<br>(0,06-0,12) | 5-10<br>(0,06-0,12) | 90-140<br>(1,00-1,73) |
| | 5 | 100-150<br>(3,13-4,69) | 40-60<br>(1,25-1,88) | 60-80<br>(1,88-2,50) | 20-40<br>(0,63-1,35) | 40-60<br>(1,25-1,88) | 60-80<br>(1,88-2,50) | 320-470<br>(10,0-14,7) |
| | 6 | 160-240<br>(4,44-6,66) | 80-160<br>(2,22-4,44) | 80-160<br>(2,22-4,44) | 40-80<br>(1,11-2,22) | 40-80<br>(1,11-2,22) | 40-80<br>(1,11-2,22) | 440-800<br>(12,2-22,2) |
| | 7 | 100-150<br>(2,81-4,21) | 80-100<br>(2,24-2,81) | 60-80<br>(1,69-2,24) | 20-40<br>(0,56-1,12) | 80-100<br>(2,24-2,81) | 40-60<br>(1,12-1,69) | 380-530<br>(10,66-14,88) |

A - Usines d'épuration recevant surtout des eaux d'égout domestiques et une faible proportion d'effluents industriels.

B - Usines d'épuration recevant une proportion relativement plus élevée d'effluents industriels.

solubles dans l'eau, le sont en moins grand nombre et sont donc peu éliminées des effluents traités (Wedgewood et Cooper 1956). Lorsque les usines d'épuration ne fonctionnent pas adéquatement, il peut y avoir augmentation des teneurs en hydrocarbures dans la boue ainsi que dans les effluents finaux (Wedgewood et Cooper 1954).

### 3.2.2.2 Effluents industriels

Certains procédés industriels produisent des concentrations élevées de HAP qui pénètrent dans l'environnement non seulement sous forme d'émissions dans l'atmosphère (voir Section 3.2.1), mais souvent avec les effluents qui peuvent être rejetés directement dans le milieu aquatique ou dans le système d'égout. Les opérations industrielles utilisant des combustibles fossiles peuvent produire des quantités importantes de HAP (Andelman et Snodgrass 1974). L'utilisation normale des produits de pyrolyse (goudron de houille, créosote, huile anthracénique, brai et noir de fumée) et/ou le brûlage et l'élimination de ces substances, peuvent aussi libérer des HAP dans l'environnement.

Le Tableau 3-9 montre les concentrations de B[a]P trouvées dans les effluents de certaines industries. Selon Andelman et Suess (1970), les industries générant de fortes concentrations de B[a]P sont la production de coke (jusqu'à 1000 $\mu g.L^{-1}$), le traitement de l'huile de schiste (jusqu'à 320 $\mu g.L^{-1}$) et la production d'acétylène (jusqu'à 100 $\mu g.L^{-1}$). Voici d'autres producteurs possibles des concentrations importantes de HAP dans les effluents: les raffineries pétrolières, les fonderies d'aluminium, les industries des plastiques et des teintures, les incinérateurs ou les fours à température élevée, l'industrie de la chaux, les usines à gaz et les installations de liquéfaction du charbon.

En ce qui concerne les effluents des fonderies d'aluminium, Cretney et al. (1982) ont identifié plusieurs HAP dans les sédiments de surface et dans les carottes prélevées dans le bras Kitimat dans le nord de la Colombie-Britannique. Selon les résultats de la datation des carottes, les périodes de concentrations élevées correspondaient à la période de construction de la raffinerie de l'Alcan et au début de la production. De plus, la répartition des HAP dans les sédiments de surface de la partie du nord du bras Kitimat confirmait que la fonderie en était la source.

#### 3.2.2.2.1 Industries de l'énergie

##### Charbon

On considère en général que le charbon a une faible teneur en HAP si on le compare à ses produits de combustion ou de pyrolyse (Radding et al. 1976). Environ 50-75% du carbone contenu dans les charbons

Tableau 3-9. Teneur en benzo[a]pyrène de certains effluents industriels (tiré de Andelman et Suess 1970).

| Industrie | Origine des eaux usées | Concentration de B[a]P $\mu g.L^{-1}$ |
|---|---|---|
| Huile de schiste | après traitement pour éliminer les phénols | 2-320 |
| Sous-produits du coke | après séparation de l'huile<br>après traitement biochimique | 6,5-290<br>12-16 |
| Usines à gaz (coke ou pétrole) | avant rejet dans l'égout | 340-1000 |
| Usines à gaz (pétrole) | après séparation du pétrole | 3-30 |
| Raffinerie pétrolière | après séparation du pétrole | - |
| Production d'acétylène | non indiquée | 0,015-0,10 |
| Sulfate d'ammonium | après refroidissement et sédimentation | ≈10 |

sub-bitumineux et bitumineux provient de composés dont l'aromaticité augmente en fonction du classement du charbon (Gavalas 1982). Les lignites et les charbons sub-bitumineux contiennent des composés possédant de un à trois cycles condensés, alors que les charbons bitumineux contiennent surtout des composés qui ont de 2 à 4 cycles condensés. Woo et al. (1978) ont identifié plusieurs HAP dans les charbons de l'Iowa et de l'Illinois, entre autres, le phénanthrène, le benzo[a]anthracène, le benzo[e]pyrène, le dibenzo[b,def]chrysène, le pérylène et le benzo [ghi]pérylène.

Dans la vallée de Rhondda Fawr dans le sud du pays de Galles, au R.-U., où l'extraction de charbon était intense au 19e siècle, l'analyse des sédiments et des matières particulaires présentes dans un ruisseau a révélé des concentrations élevées de plusieurs HAP (anthracène 0,6-17,6, fluoranthène 0,6-13,8, pyrène 0,7-21,3, benzo[c]fluorène 0,2 -7,1, chrysène 1,1-56,8, B[a]P 2,7-29,3, dibenzo[a,c]anthracène 0-7,3, benzo[ghi]pérylène 0-6,0 $\mu g.g^{-1}$ de sédiment sec) (John et Nickless 1977). On a attribué ces concentrations élevées à la contamination du lit du cours d'eau par du charbon entraîné lors du lavage de la houille (John et al. 1979).

La transformation du charbon fait intervenir plus de cent procédés spécifiques visant à donner des produits liquides ou gazeux et des solides raffinés utilisables comme source d'énergie ou comme charges de départ (Howard-Smith et Werner 1975; Cochran 1976). En général, ces procédés produisent beaucoup de HAP (Dailey 1977; Huffstetler et Rickert 1977).

On résume au Tableau 3-10 la répartition des types de composés dans les distillats de deux procédés de liquéfaction du charbon. La teneur en composés polyaromatiques de ces distillats varie d'environ 5 à 40% de la masse de pétrole brut, selon le type de procédé, l'alimentation en charbon et l'intervalle d'ébullition du distillat. Une proportion importante (4-22%) du produit consiste en CAH. Dans le distillat lourd de la liquéfaction du charbon, on a identifié de nombreux HAP substitués par un groupement amino ainsi que des amino-HAP alkylés ($C_1$-$C_5$) (Later et al. 1981). Les concentrations totales variaient d'à peu près 200 $\mu g.L^{-1}$ dans le cas des aminonaphtalènes à environ 20 $\mu g.L^{-1}$ dans le cas des aminochrysènes et des aminobenzanthracènes. On a identifié divers amino-HAP dans le goudron obtenu après gazéification du charbon (prélevés dans un générateur de gaz alimenté avec un charbon de faible pouvoir calorifique) et dans l'huile lourde de houille (une substance utilisée en recherche comparée pour les épreuves biologiques et les techniques analytiques), surtout le 2-aminonaphtalène, à des concentrations de l'ordre du $\mu g.g^{-1}$ (Tomkins et Ho 1981). Les goudrons tirés de condensants produits par gazéification d'un charbon n° 6 de l'Illinois dans un générateur de gaz Synthane contiennent des quantités importantes de composés hétérocycliques contenant du soufre, surtout des composés aromatiques dérivés du thiophène (Lee et al. 1979c).

Tableau 3-10. Répartition des constituants organiques dans des distillats de pétrole brut synthétique (tiré de Woodward et al. 1976).

| | Pourcentage massique des constituants du distillat | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Distillat du charbon traité | Pétrole synthétique[a] Virginie occidentale 207°-363°C | Procédé COED[a] Ouest du Kentucky 205°-380°C | Procédé COED Utah 204°-381°C | Pétrole synthétique Virginie occidentale 363°-531°C | Procédé COED Ouest du Kentucky <380°C | Procédé COED Utah <381°C |
| Saturé | 16 | 25 | 27,8 | 9,7 | 23,8 | 25,8 |
| Monoaromatique | 27,3 | 42 | 25,1 | 4,7 | 25,1 | 14,4 |
| Diaromatique | 21,6 | 13 | 17,5 | 22,6 | 24,3 | 18,4 |
| Polyaromatique | 7,9 | 5,4 | 7,1 | 41,1 | 20 | 25,1 |
| Hétéroaromatique | 22,2 | 4,4 | 15,2 | 15,6 | 4,5 | 7,4 |
| Portion du brut (%) | 42,6 | 54,2 | 45,4 | 27,3 | 24,2 | 40,3 |

[a] Le lecteur trouvera dans Guerin (1978) une description des procédés de conversion du charbon.

On considère que les composés phénoliques sont les principaux constituants organiques des sous-produits et des eaux de traitement de la conversion du charbon (Ho et al. 1976); on a cependant identifié de nombreux HAP (Tableau 3-11). En général, les concentrations de HAP dans les eaux usées sont inférieure à 1 $mg.L^{-1}$. Des quantités importantes d'huiles organiques lourdes et de goudrons sont présentes dans les eaux de lavage des générateurs où la gazéification du charbon se fait à des températures inférieures à 1000-1200°C (Patelunas et al. 1979). Parmi ces huiles, on compte plusieurs HAP. On a trouvé que les effluents aqueux étaient saturées de HAP à quatre ou à cinq cycles et qu'ils contenaient des HAP ayant moins de trois cycles, à 1-10% de la concentration de saturation (Herbes et al. 1976). L'épuration des eaux usées réduisait de 30-80% les concentrations de 1-10 $mg.L^{-1}$ de HAP totaux dans les effluents.

La gazéification souterraine du charbon produit des composés aromatiques de type naphtalène et thiophène qui, dans les conditions appropriées, peuvent être transportés dans la nappe phréatique (Campbell et al. 1979; Stuermer et al. 1982). En examinant la nappe phréatique avant et après une gazéification souterraine de charbon, Humenick et Mattox (1978) ont trouvé que les concentrations de charbon organique total augmentaient par un facteur de 10, soit d'environ 20 à 200 $mg.L^{-1}$. Au cours d'une étude ultérieure, Mattox et Humenick (1980) ont trouvé une concentration d'environ 140 $\mu g.L^{-1}$ pour l'ensemble des HAP présents dans la nappe phréatique au voisinage d'un système de gazéification souterraine du charbon. Voici la concentration totale de divers HAP dans la nappe phréatique: 105 $\mu g.L^{-1}$ pour les composés bicycliques, 22 $\mu g.L^{-1}$ pour les HAP tricycliques, 7 $\mu g.L^{-1}$ pour les HAP tétracycliques et 3 $\mu g.L^{-1}$ pour les HAP pentacycliques. On a trouvé que l'importance de la contamination de la nappe phréatique était directement reliée à la solubilité des HAP dans l'eau.

Comme on l'a déjà mentionné, les émissions résultant de la production industrielle de coke et de goudron de houille constituent une source ponctuelle importante de HAP dans l'atmosphère (voir Section 3.2.1.1). Selon la technologie employée, des quantités importantes de HAP peuvent aussi être libérées dans le milieu aquatique. Kawakami et Nishimura (1976) ont étudié les sédiments d'un port japonais recevant les effluents aqueux et solides de deux usines, l'une produisant du gaz et l'autre du fer. Des fours à coke fonctionnaient à ces deux endroits et l'on a trouvé dans les sédiments environnants des concentrations de B[a]P atteignant parfois 89 $\mu g.g^{-1}$. Les grands volumes d'eau utilisés pour refroidir le coke après sa sortie des fours étaient contaminés par des HAP et étaient souvent rejetés dans le milieu aquatique sans traitement pertinent. Aux États-Unis, on a trouvé que l'effluent d'une cokerie et les sédiments environnants contenaient plus de 170 HAP identifiables différents (Griest et Herbes 1978). Dans les sédiments, les concentrations étaient $10^3$-$10^4$ fois plus élevées que dans les eaux environnantes et la répartition des composés y différait légèrement, ce qui laisse

Tableau 3-11. Hydrocarbures aromatiques polycycliques présents dans les eaux ayant servi à la conversion[α] de charbons et de schistes (tiré de Guerin et al. 1976 et de Fruchter et al. 1977).

| Composé | Concentration ($mg.L^{-1}$) Condensat du procédé de gazéification Synthane | Eaux brutes de traitement du charbon par raffinage du solvant | Simulation *in situ* d'une eau produite par pyrogénation de schiste |
|---|---|---|---|
| Naphtalène | 0,2 | 5 | 0,1 |
| 2-Méthylnaphtalène | 1,3 | 2 | 0,3 |
| 1-Méthylnaphtalène | <0,1 | NR | 0,1 |
| 2,6-Diméthylnaphtalène | <0,1 | NR | <0,1 |
| 1,3+1,6-Diméthylnaphtalène | 0,1 | NR | 0,2 |
| 1,5+2,3-Diméthylnaphtalène | <0,1 | NR | 0,1 |
| 1,2-Diméthylnaphtalène | <0,1 | NR | <0,1 |
| Diméthylnaphtalènes | NR[β] | 2,3 | NR |
| 2-Isopropylnaphtalène | NR | 0,7 | NR |
| 1-Isopropylnaphtalène | NR | 2 | NR |
| Acénaphtalène | NR | <0,1 | NR |
| Acénaphtène | RI[γ] | NR | <0,1 |
| Diméthylbiphényles | NR | 0,7 | NR |
| Fluorène | <0,1 | 0,3 | 0,2 |
| 9,10-Dihydroanthracène | <0,1 | NR | <0,1 |
| 9-Méthylfluorène | NR | 0,3 | NR |
| 1-Méthylfluorène | ND[δ] | 0,2 | 0,2 |
| Anthracène/phénanthrène | ND | 1,1 | 0,3 |
| 2-Méthylanthracène | ND | NR | 0,2 |
| 1-Méthylphenanthrène | ND | 0,2 | 0,1 |
| 9-Méthylanthracène | ND | NR | 0,4 |
| Méthylphénanthrène | NR | 0,3 | NR |
| Fluoranthène | ND | 0,4 | <0,1 |
| Dihydropyrène | NR | <0,1 | NR |
| Pyrène | ND | 0,6 | 0,1 |
| Benzo[a]fluorène | ND | NR | <0,1 |
| Benzo[b]fluorène | ND | NR | <0,1 |
| 1-Méthylpyrène | ND | NR | 0,1 |
| Benz[a]anthracène | ND | NR | <0,1 |
| Chrysène/triphénylène | ND | NR | <0,1 |

[α] Le lecteur trouvera dans Guerin (1978) une description des procédés de conversion du charbon.

[β] NR - non rapporté

[γ] RI - résolution incomplète.

[δ] ND - non décelé.

supposer une différence d'adsorption et/ou de persistance. Dans son étude de la contamination du port de Sydney (Nouvelle-Écosse) par les HAP, le SPE (EPS 1982) a trouvé des concentrations très élevées de HAP (douze composés dosés) dans les sédiments près du dégorgement d'un complexe aciérie/cokerie. Les concentrations enregistrées atteignaient 2829 $\mu g.g^{-1}$ (masse sèche). Huit kilomètres plus loin, les concentrations étaient encore de 40-50 $\mu g.g^{-1}$; même à l'embouchure du port, soit à 16 km de la source, les concentrations dépassaient 7 $\mu g.g^{-1}$. Les concentrations de B[a]P variaient de 108,5 $\mu g.g^{-1}$ près du dégorgement à 0,37 $\mu g.g^{-1}$ dans une zone séparée du port; elles tombaient à 0,026 $\mu g.g^{-1}$ à environ 16 km de la source.

On se sert beaucoup de la créosote, une faction du distillat du goudron de houille, pour préserver le bois contre le pourrissement et l'attaque par les organismes térébrants. On a identifié à peu près 300 composés dans le goudron de houille, y compris de nombreux HAP et CAH, et on soupçonne qu'il peut contenir jusqu'à 10 000 composés (Gibb 1978). Bien que la teneur en HAP varie selon la provenance de la substance (Tableau 3-12), les concentrations sont relativement plus élevées dans la créosote que dans le goudron de houille (produit de départ) ou dans la boue de préservation du bois (résidus).

Un certain nombre d'études traitent du rejet dans l'eau de la créosote du bois traité (Hochman 1967; Webb 1975; Miller 1977). Une étude effectuée dans les provinces de l'Atlantique au Canada (Eaton et Zitko 1978) traitait des effets de la préservation des quais et des ponts sur les sédiments environnants et sur les mollusques et les crustacés. On a trouvé des quantités substantielles d'hydrocarbures semblables à la créosote (identification par fluorimétrie) dans les sédiments environnants et dans les crustacés ainsi que des concentrations importantes de certains HAP (identification par CG/SM). Par exemple, dans les sédiments prélevés près d'un quai créosoté, on a signalé des concentrations aussi élevées que 25,7 $\mu g.g^{-1}$ pour le fluoranthène, 35 $\mu g.g^{-1}$ pour le pyrène et 48 $\mu g.g^{-1}$ pour le benzo[a]anthracène (masse humide). Les échantillons prélevés à une certaine distance des billes créosotées présentaient des teneurs en HAP plus faibles de plusieurs ordres de grandeur. Au cours de l'examen d'un lixiviat huileux et noir qui s'infiltrait dans une rivière alimentée par une source, Black et al. (1980) ont déterminé que la source de contamination était une installation abandonnée de préservation du bois. Pendant l'exploitation de l'installation, entre 1902 et 1949, plusieurs déversements de créosote avaient été notés. Des échantillons de sédiments ont été prélevés en amont (témoins) et en aval (jusqu'à 45 km) de la source, et les concentrations de plusieurs HAP ont été déterminées (les concentrations de pyrène, de B[a]A et de B[a]P sont données au Tableau 3-13). En général, la concentration de chaque HAP diminuait rapidement en aval de la source sans toutefois atteindre la concentration de fond. La diminution des concentrations tendait à être asymptotique, et les concentrations dans les sédiments fluviaux dépassaient donc les concentrations de fond sur une distance considérable. Des études ont

Tableau 3-12. Teneur en HAP de la créosote, de la boue de créosote et du goudron de houille (tiré de Uthe 1979).

| Composé | Teneur en HAP ($g.kg^{-1}$) | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Lijinsky et al. 1957 | Lijinsky et al. 1963 | Tarrer et al. 1977 | Guin et al. 1977 | Prather et al. 1977 | Colley 1974 A[β] | Colley 1974 B[β] | Colley 1974 C[β] | Eaton et Zitko 1978 | Nestler 1974 | Lorenz et Gjovik 1972 | Lao et al. 1975 Goudron de houille | Lao et al. 1975 Boue de préservation du bois |
| Anthracène | 6,2 | 12,1 | 43 | 43 | 18 | - | - | - | - | 20 | 15 | - | - |
| Benzo[a]anthracène | 2,8 | 2,8 | - | - | - | - | - | - | 31 | - | - | 43[δ] | 5 |
| Benzo[b]chrysène | - | 0,5 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 23[ζ] | 5 |
| Benzo[j]fluoranthène | - | 0,29 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 0,3 |
| Benzo[k]fluoranthène | - | 0,20 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 33 | 7 |
| Benzo[g,h,i]pérylène | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 18[η] | - |
| Benzo[a]pyrène | 0,12 | 0,18 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 33 | 3,6 |
| Benzo[e]pyrène | - | 0,17 | - | - | 13 | 18 | 38 | - | - | - | - | - | 2,5 |
| Chrysène | 1,3 | 1,14 | - | - | - | - | - | - | - | 30 | - | - | 5[ε] |
| Fluoranthène | 7,8 | 23,5 | 9,6 | 5,5 | - | 39 | 70 | 111 | 70 | 100 | 34 | 54 | 26 |
| Pérylène | 0,04 | 0,04 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 3 | - |
| Phénanthrène | 47,9 | 36,6 | 186 | 186 | 125[α] | 83[γ] | 155[γ] | 200[γ] | 193 | 210 | 107 | 81[γ] | 15[γ] |
| Pyrène | 4,2 | 8,4 | 2,6 | 2,6 | - | 31 | 53 | 81 | 64 | 85 | 22 | 47 | 24 |
| Naphtalène | - | - | 151 | 51 | 93 | 128 | 42 | 28 | - | 30 | 158 | - | - |
| 2-Méthylnaphtalène | - | - | 1,3 | 1,3 | 87 | 53 | 40 | 6 | - | 12 | 30 | - | - |
| 1-Méthylnaphtalène | - | - | 3,8 | 3,8 | 39 | 33 | 31 | 12 | - | 9 | - | - | - |
| 1,6-Diméthylnaphtalène | - | - | 3,9 | 3,9 | - | 15 | 14 | 4 | - | 20 | - | - | - |
| 2,3-Diméthylnaphtalène | - | - | 1,9 | 1,9 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Acénaphtène | - | - | 60 | 60 | 70 | 53 | 83 | 75 | 67 | 90 | 31 | - | - |
| Dibenzofurane | - | - | 67 | 67 | - | 40 | 62 | 51 | - | 50 | 11 | - | - |
| Fluorène | - | - | 103 | 103 | 53 | 34 | 59 | 56 | 48 | 100 | 31 | 27 | 6 |
| 9,10-Dihydroanthracène | - | - | 24 | 24 | - | - | - | - | - | - | - | 2 | 1 |
| 3-Méthylphénanthrène | - | - | 9,8 | 9,8 | - | 7 | 13 | 18 | - | 30 | - | - | 8 |
| 4,5-Méthylènephénanthrène | - | - | 25 | 25 | - | - | - | - | - | - | - | 3[θ] | - |
| 2-Méthylanthracène | - | - | 2,4 | 2,4 | - | 16 | 32 | 39 | - | 40[θ] | - | - | 8 |
| 9-Méthylanthracène | - | - | 1,2 | 1,2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2,3-Benzofluorène | - | - | - | - | - | 13 | 13 | 31 | - | 20[ι] | - | 20[ι] | - |

[α] Une seule analyse.

[β] Créosotes pour bois immergé - densité: A-1,070, B-1,092, C-1,108.

[γ] Phénanthrène et anthracène.

[δ] Contient du chrysène, du triphénylène et tous les benzanthracènes.

[ε] Contient du chrysène et du triphénylène.

[ζ] Contient du benzo[a]chrysène et du phénylènepyrène.

[η] Contient du benzo[g,h,i]pérylène et de l'anthanthrène.

[θ] Contient des anthracènes et des méthylphénanthrènes.

[ι] Tous les benzofluorènes.

Tableau 3-13. Répartition de 3 HAP identifiés dans des échantillons de sédiments prélevés en aval d'une usine abandonnée de préservation du bois (tiré de Black et al. 1980).

| Site d'échantillonnage | Teneur en HAP ($\mu g.g^{-1}$ de masse humide) B[a]A | B[a]P | P | Teneur de HAP ($\mu g.g^{-1}$ de matière organique) B[a]A | B[a]P |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 (Témoin) | 0,016 | 0,00 | ND | ND | ND |
| 2 | 231,00 | 61,67 | 15,82 | 5,26 | 1,35 | 0,35 |
| 3 | ND | 14,58 | 7,41 | ND | 0,50 | 0,25 |
| 4 | 15,26 | 4,19 | 1,16 | 1,53 | 0,42 | 0,11 |
| 5 | ND | 8,57 | 4,50 | ND | 0,28 | 0,15 |
| 6 | 8,51 | 4,48 | 1,35 | 0,39 | 0,20 | 0,061 |
| 7 | 4,00 | 3,71 | 1,20 | 0,12 | 0,11 | 0,036 |
| 8 | 0,38 | 0,72 | 0,29 | 0,014 | 0,027 | 0,011 |
| 9 | 0,35 | 1,02 | 0,40 | 0,011 | 0,031 | 0,012 |

ND - non déterminé.

montré que la créosote des bois préservés et vieillis pendant plusieurs années présentaient des concentrations de HAP comparables, individuellement et dans l'ensemble, à celles de la créosote originale (Stasse 1967; Colley 1974). Les sédiments entourant des quais préservés au goudron de houille présentaient des teneurs élevées en HAP comparativement aux concentrations de fond (Lake et al. 1979).

Pétrole

Le pétrole brut et bien des produits du pétrole contiennent un mélange extrêmement complexe de plusieurs milliers de composés organiques, y compris de nombreux HAP et CAH. Les hydrocarbures comptent pour à peu près 75% de la masse du pétrole brut, le reste étant composé de produits organiques contenant de l'oxygène, de l'azote et du soufre (Speers et Whitehead 1969). Cette complexité chimique a souvent nui à l'identification et au dosage de chacun des HAP et des CAH présents dans le pétrole et ses dérivés; on a cependant identifié certaines tendances générales de la composition des hydrocarbures.

On a analysé avec soin la composition chimique des quatre pétroles témoins (deux bruts et deux fuel-oils) de l'American Petroleum Institute (API) choisis pour servir à des études biologiques. On présente au Tableau 3-14 la répartition, d'après leur masse, des composés aromatiques contenus dans ces pétroles. À mesure que la masse moléculaire de la fraction aromatique augmente, le pourcentage massique diminue. Les pétroles bruts contiennent aussi une portion importante de composés aromatiques contenant du soufre. On présente au Tableau 3-15 la teneur en HAP des quatre pétroles témoins. La concentration de chaque HAP variait beaucoup d'un pétrole à l'autre. En général, la concentration des composés de faible masse moléculaire, comme le naphtalène, était supérieure à celle des composés de masse moléculaire élevée. Le traitement augmente de façon significative les proportions relatives de bien des HAP. Conformément aux théories de la formation des HAP (voir Section 3.1), les concentrations des HAP alkylés sont supérieures à celles des HAP non alkylés (Blumer et Youngblood 1975; Pancirov et Brown 1975). On a dosé les HAP dans deux pétroles bruts (pétrole lourd de Lloydminster et pétrole léger de Medicine River, provenant du Bassin de l'Alberta au Canada) (Tableau 3-16) (Chmielowiec et al. 1980). Dans des concentrés aromatiques des deux pétroles, les teneurs les plus élevées étaient celles en composés à 3 et à 4 cycles.

Lors du craquage catalytique des pétroles bruts lors de la production d'hydrocarbures combustibles et d'autres produits pétroliers raffinés, il y a production de HAP. Ces composés peuvent soit se trouver dans les dérivés pétroliers (Tableau 3-15) soit être libérés dans l'environnement avec les émissions atmosphériques et avec les effluents. La plupart des HAP produits pendant le raffinage catalytique se concentrent dans les résidus pétroliers à haut point d'ébullition (Bunker C ou fuel n$^{o}$ 6) et les asphaltes. Sawicki et al. (1965) ont étudié la libération

Tableau 3-14. Répartition des composés aromatiques dans les pétroles témoins de l'API (tiré de Pancirov 1974).

| Type de composés | Nombre de noyaux aromatiques | Pourcentage massique des constituants[α] | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | Brut de sud de la Louisiane | Brut du Koweït | Fuel n° 2 | Bunker C |
| Benzènes | 1 | 3,9 | 4,8 | 10,3 | 1,9 |
| Indanes-Tétralines | 1 | 2,4 | 2,2 | 7,3 | 2,1 |
| Dinaphtalène-benzènes | 1 | 2,9 | 2,0 | 4,6 | 2,0 |
| Naphtalènes | 2 | 1,3 | 0,7 | 5,9 | 2,6 |
| Acénaphtènes | 2 | 1,4 | 0,9 | 3,8 | 3,1 |
| Acénaphtalènes | 2 | 2,8 | 1,5 | 5,4 | 7,0 |
| Phénanthrènes | 3 | 0,9 | 0,3 | - | 11,6 |
| Pyrènes | 4 | - | - | - | 1,7 |
| Chrysènes | 4 | - | 0,2 | - | - |
| Benzothiophènes | 2 | 0,5 | 5,4 | 0,9 | 1,5 |
| Dibenzothiophènes | 3 | 0,4 | 3,3 | - | 0,7 |
| Indénothiophènes | 3 | - | 0,6 | - | - |
| Totale des aromatiques | | 16,5 | 21,9 | 38,2 | 34,2 |

[α] Évalué par spectrométrie de masse.

Tableau 3-15. Teneur en HAP des pétroles témoins de l'API (tiré de Pancirov et Brown 1975).

| Composé | Teneur en HAP ($mg.L^{-1}$) | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Brut du sud de la Louisiane | Brut du Koweït | Fuel n° 2 | Bunker C |
| Naphtalène | 400 | 400 | 4 000 | 1 000 |
| 1-Méthylnaphtalène | 800 | 500 | 8 200 | 2 800 |
| 2-Méthylnaphtalène | 900 | 700 | 18 900 | 4 700 |
| Diméthylnaphtalènes[a] | 3600 | 2000 | 31 100 | 12 300 |
| Triméthylnaphtalènes[a] | 2400 | 1900 | 18 400 | 8 800 |
| Fluorènes | 200 | 100 | 3 600 | 2 400 |
| Phénanthrène | 70 | 26 | 429 | 482 |
| 1-Méthylphénanthrène | 111 | - | 173 | 43 |
| 2-Méthylphénanthrène | 144 | 89 | 7 677 | 828 |
| Fluoranthène | 5,0 | 2,9 | 37 | 240 |
| Pyrène | 3,5 | 4,5 | 41 | 23 |
| Benzo[a]anthracène | 1,7 | 2,3 | 1,2 | 90 |
| Chrysène | 17,56 | 6,9 | 2,2 | 196 |
| Triphénylène | 10 | 2,8 | 1,4 | 31 |
| Benzo[ghi]fluoranthène | 1 | <1 | - | - |
| Benzo[b]fluoranthène | <0,5 | <1 | - | - |
| Benzo[j]fluoranthène | <0,9 | <1 | - | - |
| Benzo[k]fluoranthène | <1,3 | <1 | - | - |
| Benzo[a]pyrène | 0,75 | 2,8 | 0,6 | 44 |
| Benzo[e]pyrène | 2,5 | 0,5 | 0,1 | 10 |
| Pérylène | 34,8 | <0,1 | - | 22 |
| Benzo[ghi]pérylène | 1,6 | <1 | - | - |
| Total approximatif | 8700 | 5740 | 92 560 | 34 010 |

[a] Isomères non spécifiés.

Tableau 3-16. Répartition, selon le nombre de cycles, des HAP contenus dans les pétroles bruts de Lloydminster et de Medicine River[α] (tiré de Chmielowiec et al. 1980).

| Nombre de cycles[β] | Pourcentage massique | |
|---|---|---|
| | Lloydminster | Medicine River |
| 3 | 48 | 49 |
| 4 | 23 | 25 |
| >4 | 19 | 15 |
| retenus sur la colonne[γ] | 10 | 11 |

α résidus de distillation désasphaltés (à point d'ébullition supérieur à 35°C.

β composés modèles servant à l'étalonnage:
- 3 cycles: phénanthrène, anthracène
- 4 cycles: pyrène, chrysène
- 5 cycles: dibenzo[a,c]-pyrène

γ chromatographie liquide à haute pression, sur colonne de silice-R(NH) éluée à l'hexane.

de HAP dans l'atmosphère avec les gaz de combustion produits lors de la régénération des catalyseurs. Le lavage de ces gaz peut aussi libérer des HAP dans les effluents. En général, la teneur en HAP des effluents traités d'une raffinerie semble être assez faible (Andelman et Snodgrass 1974; Kawakami et Nishimura 1976; Searl et al. 1979). Un système d'épuration à boues activées fonctionnant efficacement semble réduire d'environ deux ordres de grandeur la teneur en HAP des effluents de raffinerie (Tableau 3-17) (Searl et al. 1979).

Les huiles de coupe (p.ex., l'huile anthracénique) et d'autres lubrifiants préparés sans précaution suffisante à partir de résidus de pétrole ou de charbon peuvent contenir de fortes concentrations de HAP (Uthe 1979). Par exemple, Thony et al. (1976) ont trouvé dans l'huile anthracénique des concentrations de B[a]P s'élevant à 10 $\mu g.g^{-1}$.

On a estimé que 85% des HAP produits par un moteur à essence demeure dans l'huile de carter (USNAS 1972). Peake et Parker (1970) ont identifié environ 90 HAP et 20 composés aromatiques hétérocycliques sulfurés dans l'huile usée de carter. La somme des concentrations de B[a]P, de chrysène, de benzo[c]phénanthrène, de benzo[a]anthracène, de cyclopenta[c,d]pyrène et de benzo[g,h,i]pérylène était à peu près de 10 $\mu g.mL^{-1}$ d'huile. Une forte proportion des HAP identifiée étaient alkylés. La somme des concentrations des composés contenant du soufre était d'environ 10 $\mu g.mL^{-1}$ d'huile.

Huile de schiste

La production d'huile de schiste[α] nécessite de grandes quantités de schistes et d'eau et provoque la libération de quantités importantes de schistes usés et d'eau de traitement. Par exemple, une usine produisant un million de barils d'huile de schiste par jour rejette environ 600 millions de tonnes métriques de schistes usés (Kuhn 1974). On sait que l'huile de schiste contient de nombreux HAP et CAH; toutefois, leurs teneurs varient selon l'endroit (Futrell 1980). Bien que la teneur en B[a]P de l'huile de schiste brute soit à peu près de 3 $\mu g.g^{-1}$, on a trouvé que celle du schiste usé ne dépasse pas 40 $\mu g.kg^{-1}$ (Coomes 1976). Le schiste usé altéré contient environ 15-115 $\mu g.kg^{-1}$ de B[a]P (Bonomo 1974). On possède peu de renseignements sur la teneur en HAP des eaux usées des usines d'huile de schiste. Dans une étude simulant les conditions de production (Fruchter et al. 1977), l'eau de pyrogénation contenait une fraction de HAP dont la répartition générale des masses moléculaires était essentiellement la même que celle dans les eaux usées provenant de la gazéification du charbon et des eaux usées épurées au solvant (Tableau 3-11). Les concentrations des HAP identifiés étaient inférieures à 1 $mg.L^{-1}$.

---

[α] L'huile de schiste est définie comme le mélange de substances organiques produit par pyrogénation (Futrell 1980).

Tableau 3-17. Teneur en HAP des effluents de raffinerie de pétrole (tiré de Searl et al. 1979).

| Composé | Concentration ($\mu g.L^{-1}$) Effluent du FMM[α] | Effluent du SBA[β] |
|---|---|---|
| Fluoranthène | 17 | ND (0,2) |
| Pyrène | 106 | 0,07 |
| Benzo[a]anthracène | 31 | ND (0,03) |
| Chrysène | 16 | ND (0,03) |
| Triphénylène | 11 | ND (0,03) |
| Méthylbenzo[a]anthracène[γ] | 20 | 0,10 |
| Diméthyl/éthylbenzo[a]anthracène[γ] | 7 | 0,07 |
| Benzo[ghi]fluoranthène | 6 | ND (0,4) |
| Benzo[b]fluoranthène | ND (3)[δ] | ND (0,1) |
| Benzo[j]fluoranthène | ND (6) | ND (0,2) |
| Benzo[k]fluoranthène | ND (5) | ND (0,2) |
| Pérylène | 2,6 | 0,14 |
| Benzo[a]pyrène | 20 | 0,57 |
| Benzo[e]pyrène | 11 | 0,65 |
| Méthylbenzo[a]pyrène[γ] | 11 | 0,27 |
| Méthylbenzo[e]pyrène[γ] | 7 | 0,38 |
| Benzo[ghi]périylène | 6 | 0,36 |
| Coronène | ND (0,1) | ND (0,01) |
| Indénopyrène[γ] | | ND (0,02) |

α FMM filtre à milieu mixte (après le séparateur de l'American Petroleum Institute).

β SBA - système à boue activée.

γ Isomères non spécifiés.

δ ND () - non détecté (limite de détection par chromatographie gazeuse - spectroscopie UV).

En Estonie (U.R.S.S.), on a dosé le B[a]P dans les eaux usées d'une usine d'huile de schiste (Veldre et al. 1979). On a trouvé que l'extraction des phénols à l'acétate de butyle était le procédé d'épuration le plus efficace pour éliminer le B[a]P des eaux usées. Même si les concentrations rapportées étaient faibles (Tableau 3-18), on ne précisait pas la quantité d'eaux usées rejetées. Il est donc impossible d'évaluer le taux d'émission de HAP.

En résumé, il semble, d'après les données limitées existantes, que la teneur en HAP des divers combustibles fossiles et produits raffinés varie fortement (Tableau 3-19). Le pétrole brut contient environ 1 $mg.L^{-1}$ de B[a]P, alors que le pétrole dérivé du charbon et du schiste en contient à peu près trois fois plus. La teneur en B[a]P des produits pétroliers varie de 0,4 $mg.L^{-1}$ pour l'essence à 2000 $mg.L^{-1}$ pour le brai de pétrole produit par catalyse. Les autres produits raffinés dérivés du charbon, comme la créosote et le brai de goudron de houille, peuvent aussi contenir des quantités importantes de B[a]P ainsi que d'autres HAP et CAH.

## 3.3 PÉNÉTRATION DANS LE MILIEU AQUATIQUE

### 3.3.1 DÉPÔT ATMOSPHÉRIQUE

#### 3.3.1.1 Transport et stabilité dans l'atmosphère

La majorité des HAP de masse moléculaire élevée (plus de 3 ou 4 cycles) libérés dans l'atmosphère par les processus de combustion et de pyrolyse s'associent avec les particules en suspension dans l'air. Aux températures élevées, des quantités importantes de HAP peuvent exister en phase vapeur (cf. Pupp et al. 1974). Cependant, lorsque la température baisse, les HAP sont vite adsorbés totalement sur la suie et les autres matières particulaires (Thomas et al. 1968; Natusch et Tomkins 1978). L'adsorption semble se faire par des ponts hydrogènes avec des groupes fonctionnels oxygénés situés à la surface des particules (Thomas et al. 1968). À l'aide de modèles théoriques, Natusch et Tomkins (1978) ont prévu que les HAP seraient adsorbés de façon préférentielle à la surface des particules fines. Dans le cadre du présent document, les particules fines sont celles dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 2 µm (CNRC 1983). L'adsorption sur la matière particulaire co-entraînée pendant ou après l'émission est le principal processus transformant les HAP gazeux en HAP particulaires (Cabaniss et Linton 1981; Schure et Natusch 1982). Eiceman et Vandiver (1983) ont trouvé que les HAP étaient adsorbés rapidement sur les cendres volantes prélevées à un incinérateur municipal et à une centrale alimentée au charbon. Aux concentrations inférieures à 30 $\mu g.g^{-1}$ de HAP par gramme de cendre volante, l'adsorption était irréversible, alors qu'aux concentrations supérieures à cette valeur, la quantité adsorbée était fonction de la tension de vapeur.

Tableau 3-18. Teneur en benzo[a]pyrène des effluents traités d'une usine d'huile de schiste (tiré de Veldre et al. 1979).

| Source | Teneur en benzo[a]pyrène ($\mu g.L^{-1}$) Usine de Kohtla-Järve, Estonie |
|---|---|
| Eau, avant élimination des phénols | 20-68 |
| Eau, après élimination des phénols | 1,6-2 |
| Extraction à l'acétate de butyle | 0 |
| Extrait de phénols bruts | 11 880-13 500 |
| Eau, avant passage sur filtres bactériens | 0,16 |
| Eau, après passage sur filtres bactériens | 0,12 |

Tableau 3-19. Teneur en benzo[a]pyrène des substances utilisées comme source d'énergie (tiré de Guerin 1978).

| Substances | Teneur approximative en B[a]P ($mg.L^{-1}$) |
|---|---|
| 1. Pétroles bruts | |
| pétrole | 1 |
| tiré du schiste | 3 |
| tiré du charbon | 3 |
| 2. Dérivés pétroliers | |
| essence | 0,4 |
| huile à moteur (neuve) | 0,03 |
| huile à moteur (usée) | 4 |
| carburant diesel | 0,05 |
| mazout $n^0$ 2 (chauffage) | 0,03 |
| asphalte | 2 |
| brai de pétrole (produit par catalyse) | 2 000 |
| 3. Divers | |
| créosote | 200 |
| goudron | 3 000 |
| brai de goudron de houille | 10 000 |
| schiste brut | 0,015 |
| schiste traité | 0,03 |
| charbon bitumineux | <0,001 |

Les données obtenues à partir d'expériences ou *in situ* laissent supposer qu'une portion importante des HAP émis dans l'atmosphère par diverses sources est associée à des particules fines. Par exemple, Broddin *et al.* (1977) ont trouvé qu'environ 94% des HAP présents dans les émissions d'un four à coke sont associés à des particules de taille < 3 µm. Au cours d'une étude sur les émissions du four à coke d'une aciérie, Miguel et Rubenick (1979) ont trouvé que plus de 60% du B[a]P et du benzo[ghi]pérylène émis se trouvaient dans les particules de taille < 0,7 µm. Environ 50% du B[a]P des cendres volantes émises par une centrale alimentée au charbon se trouvait dans des particules de taille < 0,1 µm (Stahley, cité par Natusch 1978). Bien qu'une portion importante des HAP de faible masse moléculaire puisse se trouver en phase vapeur dans l'échappement des automobiles à l'essence, la majorité des composés de masse moléculaire élevée sont associés à de petites particules. Par exemple, 95% du B[a]P et du benzo[ghi]pérylène ainsi que 90% de plusieurs autres HAP se trouvent dans des particules de taille < 1,0 µm (Pederson *et al.* 1980). Plusieurs des HAP dosés dans l'atmosphère d'un tunnel routier très fréquenté se trouvaient surtout sur les particules de taille < 0,1 µm (Miguel et Rubenick 1979; Handa *et al.* 1980); cette constatation a mené les auteurs à se demander si les HAP dosés n'étaient pas associés au gaz d'échappement des véhicules plutôt qu'entraînés par la poussière.

Une fois qu'un aérosol contenant des HAP est libéré dans l'atmosphère, la répartition de la taille de ses particules varie continuellement en fonction de l'apport de particules en suspension dans l'air provenant de différentes sources, de la turbulence atmosphérique et d'autres conditions météorologiques, ainsi que de la stabilité chimique des HAP adsorbés. En général, les HAP trouvés dans le milieu ambiant sont aussi associés surtout aux particules fines; dans certains cas, les HAP, surtout ceux de faible masse moléculaire, peuvent se trouver en phase vapeur (cf. DeMaio et Corn 1966; Kertesz-Saringer *et al.* 1971; Albagli *et al.* 1974; Pierce et Datz 1975; Cautreels et Van Cauwenberghe 1978; Miguel et Friedlander 1978; Van Vaeck et Van Cauwenberghe 1978; Handa *et al.* 1980; Mainwaring et Stirling 1981). Selon le type et l'intensité d'une source donnée, des quantités importantes de HAP peuvent aussi se trouver sur les particules en suspension dans l'air, de taille supérieure à 3-5 µm (Katz et Pierce 1976).

La taille des particules a une influence marquée sur le temps de séjour des aérosols dans l'atmosphère (CNRC 1982). En l'absence de précipitation, le temps de séjour des particules en suspension dans l'air est de 4-40 jours pour les particules de taille < 1 µm, et de 0,4-4 jours pour les particules de taille comprise entre 1 et 10 µm (Esmen et Corn 1971). Slinn (1978) a calculé que le temps de séjour moyen dans la troposphère des particules de taille comprise entre 0,1 et 1,0 µm était d'à peu près une semaine en hiver et deux semaines en été; ainsi, le temps de séjour est environ égal au temps d'élimination par dépôt humide. Si on néglige la dégradation chimique, les HAP associés aux particules fines peuvent donc avoir des temps de séjour importants dans l'atmosphère et

être transportés sur des distances assez grandes. Un certain nombre d'auteurs ont montré l'existence de ce phénomène (cf. Lunde et Bjorseth 1977; Daisey et al. 1981; Gschwend et Hites 1981; Tan et Heit 1981). Les concentrations de HAP dans les aérosols provenant du Royaume-Uni et de la région ouest de l'Europe continentale étaient plus élevées de 26 à 29% que celles dans les aérosols venant du nord de la Norvège ou celles trouvés dans les masses d'air stationnaires dans le sud de la Norvège (Bjorseth et al. 1979). Daisey et al. (1981) ont trouvé que les concentrations moyennes de COP et de HAP dans les aérosols de l'Arctique étaient semblables à celles signalées dans d'autres régions éloignées de l'hémisphère Nord; toutefois, les concentrations pendant la période d'échantillonnage du printemps étaient plus élevées que pendant l'été. La présence de cendres volantes dans les échantillons prélevés, ainsi que les différences saisonnières de température et de teneur en composés organiques et en $^{210}Pb$, indiquaient aux auteurs qu'au printemps, dans les régions tempérées, la principale source de COP et de HAP était l'utilisation de combustibles fossiles. Shaw et al. (1979), dans leur relevé des hydrocarbures (arènes et alkanes) dans des sédiments prélevés près de la côte de la mer de Beaufort, supposent que la principale source est le transport à grande distance de HAP d'origine anthropique. À certains endroits, d'autres sources, comme des fuites de pétrole en mer ou sur terre et des affleurements de houille, sont probablement à l'origine des HAP dans les sédiments.

Il est en général admis que les HAP présents dans l'atmosphère peuvent être dégradés. Selon Borneff et Knerr (1959), la réduction de la concentration atmosphérique de B[a]P est de 20-50% par jour. Pendant la dernière décennie, on s'est surtout intéressé à la détermination de la vitesse et de l'étendue de la dégradation ainsi que des effets sur le milieu et sur la santé des produits finals qui en résultent.

Les deux principales espèces oxydantes dans l'air ambiant sont, croit-on, les radicaux HO (formés par photolyse du $NO_2$, du $H_2O$, du CO et de composés organiques simples) et l'ozone (formé par combinaison photolytique d'une molécule d'oxygène et d'un atome d'oxygène) (Radding et al. 1976). Le principal effet de la structure des HAP sur la réactivité photolytique est la réactivité accrue des composés alkylés lors de réactions électrophiles avec les oxydants. La réaction des HAP avec l'oxygène moléculaire à l'état singulet semble être moins importante, vu sa concentration assez faible et les mécanismes rapides d'extinction de l'oxygène singulet dans l'air; toutefois, McCoy et Rosenkranz (1980) ont signalé que l'oxygène singulet peut réagir avec des HAP pour donner des produits mutagènes. Les auteurs ont conclu que les concentrations d'oxygène singulet augmentent dans l'air pollué par suite de l'augmentation de la teneur en oxydes d'azote provenant de diverses sources.

De nombreuses études en laboratoire avaient pour objet d'examiner la stabilité des HAP dans des conditions simulées. Au début, la plupart des chercheurs étudiaient la photolyse des HAP en solutions non

aqueuses. La photochimie de ce genre de solution est probablement loin d'être pertinente en ce qui concerne la photolyse des HAP adsorbés sur des matières particulaires. Les premières expériences de photo-oxydation gaz-solide ont été faites sur des HAP solides adsorbés sur divers substrats, mais les sources de lumière utilisées pour ces études ne simulaient pas adéquatement la lumière solaire et les concentrations d'oxydant dépassaient de loin celles trouvées dans le milieu ambiant.

Ces dernières années, on a effectué plusieurs expériences au cours desquelles des HAP, purs et à l'état solide ou déposés sur divers substrats solides ou sur des particules, étaient exposés à la lumière, à l'oxygène, à l'ozone et aux oxydes d'azote et de soufre. Par exemple, Lane et Katz (1977) ainsi que Katz et al. (1979) ont étudié, à l'aide de lumière artificielle simulant la lumière solaire et de faibles concentrations d'ozone (0,4 $mg.m^{-3}$), la photomodification de plusieurs HAP étalés sur une mince pellicule de verre ou adsorbés sur de la cellulose. L'importance de la dégradation variait avec le composé étudié. Par exemple, en présence d'ozone et à l'obscurité, l'anthracène, le benzo[a]anthracène, le dibenzo[a,h]anthracène et le B[a]P étaient rapidement dégradés. C'est le benzo[a]pyrène (demi-vie ≈ 0,6 h) qui était dégradé le plus rapidement, alors que le pyrène (≈ 16 h), le benzo[b]fluoranthène (≈ 53 h) et le benzo[k]fluoranthène (≈ 35 h) étaient les moins réactifs. On a aussi trouvé des différences de stabilité entre les différents isomères (p.ex., le B[a]P était dégradé plus rapidement que le B[e]P (≈ 8 h); la dégradation du dibenzo[a,h]anthracène (≈ 3 h) était plus rapide que celle du dibenzo[a,c]anthracène (≈ 4 h). Dans le cas de plusieurs des HAP étudiés, la présence de lumière augmentait la vitesse de dégradation. Toutefois, il ne semblait pas y avoir une différence importante entre la demi-vie du B[a]P exposé à l'ozone en l'absence de lumière (≈ 0,62 h) et en présence de lumière (≈ 0,58 h). En général, la vitesse de décomposition diminuait avec la durée de l'exposition, ce qui laisse supposer que la couche adsorbée en surface réagissait rapidement mais empêchait la décomposition des couches sous-jacentes. Pitts et al. (1980) ont étudié la réaction, avec de l'ozone en l'absence de lumière, de B[a]P déposé sur des filtres de fibres de verre. Pour une concentration de 0,1 ppm d'ozone, on obtenait une transformation de 47% après une heure (Van Cauwenberghe et al. 1980), et la transformation maximale réalisable était de 57%. Parmi les produits de réaction identifiables, on trouvait des composés de scission de cycles (p.ex. des dialdéhydes, des acides dicarboxyliques) et des benzo[a]pyrènes disubstitués (p.ex. des composés dihydroxylés et des quinones). On a aussi trouvé de petites quantités de 4,5-époxybenzo[a]pyrène (Pitts et al. 1980).

Selon Falk et al. (1956), l'adsorption du B[a]P sur de la suie a un effet stabilisant. Récemment, Korfmacher et al. (1979, 1980a, 1980b) ont trouvé que certains HAP (p.ex. B[a]P, pyrène, anthracène) sont très résistants à la photodégradation lorsqu'ils sont adsorbés en phase vapeur sur des particules de cendres volantes. En général, le taux de transformation des HAP étudiés était inférieur à 20%. Cela a poussé les auteurs

à conclure que, dans l'atmosphère, la transformation chimique des HAP adsorbés peut être en grande partie déterminée par la vitesse des réactions thermiques (p.ex. interaction avec les gaz atmosphériques), alors que la photochimie jouerait un rôle assez secondaire. Hughes et al. (1979) ont trouvé que le pyrène et le B[a]P adsorbés sur de l'alumine, des cendres de charbon et du gel de silice n'étaient pas photodégradés en présence d'air. Daisey et al. (1982) signalaient que, dans un réacteur photochimique à lit fluidisé, le pyrène, adsorbé sur des cendres volantes de charbon (concentration ≈ 0,6 $mg.g^{-1}$ de substrat; concentration surfacique ≈ 0,1 $mg.m^{-2}$) et exposé à l'air, avait une demi-vie d'environ 20 h en l'absence de lumière et d'à peu près 7 h en présence de lumière. Toutefois, des études effectuées avec du pyrène adsorbé sur du Carbosieve S, une substance constituée de carbone pur ayant une grande surface (860 $m^2.g^{-1}$), ont montré que la demi-vie de ce composé (concentration ≈ 70 $mg.h^{-1}$; concentration surfacique ≈ 0,08 $mg.m^{-2}$) était de 23 h, environ, que ce soit en l'absence ou en présence de lumière. Comme le substrat utilisé était très poreux, absorbait la lumière et possédait une grande surface, on a supposé que la lumière ne pouvait pas parvenir à l'intérieur de la particule où beaucoup du pyrène était adsorbé.

On a récemment étudié la dégradation des HAP en présence d'autres gaz atmosphériques que l'ozone. Pitts et al. (1978) ainsi que Pitts (1979) ont étudié la réactivité en l'absence de lumière du B[a]P, du périylène et du pyrène adsorbés sur des filtres de fibres de verre en présence de 2 $mg.m^{-3}$ de $NO_2$. En présence d'une petite quantité d'acide nitrique, on obtenait des rendements considérables en nitro-HAP, (environ 60% pour une exposition de 8 h). La vitesse de réaction de tous les HAP adsorbés sur diverses substances diminuait en passant du gel de silice, aux cendres volantes, à l'alumine et au carbone (Jaeger et Hanus 1980). Au cours du prélèvement à grand volume d'air ambiant, Broström et al. (1983) ont exposé au $NO_2$ des matières particulaires en suspension contenant des HAP. La comparaison des échantillons témoins et de ceux exposés au $NO_2$ a indiqué que le B[a]P et le B[a]A étaient dégradés respectivement de 19 et de 12% lors de l'exposition à 0,1 $mg.m^{-3}$ de $NO_2$ durant l'échantillonnage à grand volume pendant 24 h, entre -5 et 0°C. En présence de 200 $mg.m^{-3}$ de $NO_2$, Hughes et al. (1979) ont décelé du mononitro- et du dinitro-B[a]P et du pyrène. Lorsque les HAP étaient exposés à 330 $mg.m^{-3}$ de $SO_3$, on trouvait plusieurs produits sulfonés et oxygénés. On n'a observé aucune réaction importante avec des concentrations semblables de NO ou de $SO_2$. De plus, aucune des réactions n'était modifiée par la lumière visible. Butler et Crossley (1981) ont exposé à 20 $mg.m^{-3}$ de $NO_x$ des HAP adsorbés sur des matières particulaires (suie produite par combustion en conditions expérimentales), et ils ont observé une certaine dégradation. Chacun des HAP étudiés avait une réactivité différente: les demi-vies variaient d'à peu près 4 jours (dibenzo[def,mno]chrysène) à environ 1 mois (phénanthrène, dibenzo[ghi,pqr]périylène, coronène). Le benzo[a]pyrène et le

benzo[e]pyrène avaient des demi-vies respectives de 7 et de 24 jours. On a décelé de nombreux nitro-HAP, entre autres: le 6-nitrobenzo[a]pyrène, le 7-nitrobenzo[a]anthracène et le nitrochrysène. L'exposition à 13 $mg.m^{-3}$ de $SO_2$ n'a causé aucune modification important des HAP étudiés.

Si on ajoute les différentes sensibilités à la dégradation pendant le transport dans l'atmosphère à la complexité de l'ensemble des HAP et des CAH émis par une ou plusieurs sources, on obtient alors un spectre extrêmement complexe de substances dont la composition varie continuellement en fonction de l'apport, du transport, de la réactivité et la vitesse d'élimination. D'après les résultats expérimentaux sur la dégradation des HAP en présence d'oxydants atmosphériques, on peut faire de graves erreurs en calculant la charge atmosphérique à partir d'un seul composé. De plus, on s'est récemment inquiété de la perte de certains HAP par volatilisation (cf. Lao et Thomas 1979; Peters et Seifert 1980; Yamasaki et al. 1982), et par dégradation chimique en présence des polluants gazeux qui les accompagnent (cf. British Carbonization Research Association 1979; Lee et al. 1979a; Van Cauwenberghe et al. 1980; Brorström et al. 1983) pendant l'échantillonnage atmosphérique à long terme de matières particulières.

### 3.3.1.2 DÉPÔT

L'identification des HAP et des CAH dans les sédiments d'eau salée et d'eau douce ainsi que dans certains biotes (cf. Youngblood et Blumer 1975; Hites et al. 1980; Stich et Dunn (1980); Wakeham et Farrington 1980; Wakeham et al. 1980b; Clarke et Law 1981; Heit et al. 1981; Hites 1981; Tan et Heit 1981; Venkatesan et Kaplan 1982) a porté beaucoup d'auteurs à supposer que le dépôt de particules contenant des HAP dans les eaux de surface et dans les bassins adjacents constitue une voie importante de pénétration de ces composés dans le milieu aquatique, dont peut dépendre une partie importante de la concentration de fond en l'absence d'autres sources identifiables.

Il existe présentement peu de données quantitatives sur la pénétration des HAP et des CAH d'origine atmosphérique dans le milieu aquatique. À la suite de leurs études de carottes sédimentaires dont l'âge avait été établi, Gschwend et Hites (1981) ainsi que Hites et Gschwend (1982) signalaient que, dans le nord-est des États-Unis, aux endroits éloignés de sources identifiables, il y a apport constant de HAP à un rythme compris entre 0,8 et 3 $ng.cm^{-2}.a^{-1}$ (Tableau 3-20). Aux endroits plus rapprochés des régions urbaines, l'apport est beaucoup plus élevé (moyenne de 35 $ng.cm^{-2}.a^{-1}$), probablement à cause de l'effet combiné du dépôt atmosphérique et du ruissellement. Les données recueillies par les auteurs indiquent que l'apport de HAP est de 5 à 10 fois plus élevé qu'il y a 80 ans, mais qu'il a diminué par un facteur de 2 durant les deux dernières décennies. Dans les Grands Lacs, Eisenreich et al. (1981) ont évalué l'apport total de l'ensemble des HAP à environ 484 $t.a^{-1}$ (Tableau 3-21). On a évalué l'apport de benzo[a]pyrène à environ 24 $t.a^{-1}$.

Tableau 3-20. Apport de HAP dans les sédiments prélevés à 5 endroits éloignés du nord-est des États-Unis et dans trois villes (tiré de Gschwend et Hites 1981; Hites et Gschwend 1982).

| Endroit | Intervalle | Apport de HAP ($ng.cm^{-2}.a^{-1}$) | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Phénanthrène | Anthracène | $C_1$-phénanthrène | Fluoranthène | Pyrène | Benzo[a]-[α] anthracène | Chrysène/ Triphenylène | B[e]P[β] | B[a]P[γ] |
| ENDROITS ÉLOIGNÉS | | | | | | | | | | |
| Lac Supérieur | 1955-aujourd'hui | 0,3 | 0,03 | 0,3 | 1 | 0,6 | 0,3 | 1 | 0,9 | 0,4 |
| | 1930-1955 | 0,2 | 0,02 | 0,2 | 0,9 | 0,5 | 0,3 | 1 | 0,9 | 0,3 |
| | 1870-1920 | 0,06 | 0,004 | 0,08 | 0,3 | 0,1 | 0,7 | 0,3 | 0,2 | 0,07 |
| Île Royale, Lac Supérieur | 1974-aujourd'hui | 0,4 | 0,01 | 0,5 | 0,4 | 0,3 | 0,2 | 0,8 | 0,8 | 0,2 |
| | 1951-1955 | 1 | 0,05 | 2,5 | 1 | 0,7 | 0,2 | 0,7 | 0,9 | 0,2 |
| Détroit Sommes, Île Mount Desert, Maine | 1960-aujourd'hui | 2 | 0,2 | 1 | 5 | 4 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| | 1940-1960 | 4 | 0,4 | 4 | 8 | 5 | 3 | 4 | 2 | 2 |
| | 1880-1940 | 0,4 | <0,02 | <0,2 | 0,4 | 0,4 | <0,05 | <0,2 | 0,2 | 0,2 |
| Étang d'aval de Hadlock, Île Mount Desert, Maine | 1950-aujourd'hui | 2 | 0,1 | 2 | 4 | 3 | 0,6 | 1 | 0,8 | 0,6 |
| | 1920-1950 | 0,3 | 0,04 | - | 0,3 | 0,2 | 0,04 | 0,1 | 0,1 | 0,06 |
| Étang du mont Coburn, Maine | 1975-aujourd'hui | 2 | 0,2 | 4 | 4 | 3 | 0,7 | 2 | 2 | 0,7 |
| | 1943-1947 | 3 | 0,5 | 12 | 11 | 8 | 3 | 6 | 7 | 4 |
| | 1898-1901 | 0,8 | 0,07 | 1 | 0,5 | 0,3 | 0,2 | 0,9 | 0,4 | 0,1 |
| Moyennes | aujourd'hui | 1 | 0,1 | 1,5 | 3 | 2 | 0,8 | 1,5 | 1,5 | 0,8 |
| | ≈1950 | 3 | 0,2 | 4,5 | 4 | 3 | 1,5 | 2,5 | 3 | 1,5 |
| | ≈1900 | 0,4 | 0,03 | 0,4 | 0,4 | 0,3 | 0,1 | 0,2 | 0,5 | 0,1 |
| VILLES | | | | | | | | | | |
| Sortie du port de Boston | 1900-aujourd'hui | 24 | 5,6 | 17 | 37 | 39 | 19 | 23 | 14 | 17 |
| Baie Buzzards, Mass. | 1940-aujourd'hui | 18 | 2 | - | 53 | 48 | 37 | 37 | - | 140 |
| Rivière Pettaquamscutt, Mass. | 1940-aujourd'hui | 46 | 5 | 36 | 93 | 93 | 42 | 42 | - | 130 |
| Moyennes | | 30 | 4 | 25 | 55 | 55 | 30 | 35 | ≈25 | ≈30 |

[α] Comprend tous les isomères de $C_{20}H_{12}$, sauf le périylène.

[β] B[e]P = Benzo[e]pyrène.

[γ] B[a]P = Benzo[a]pyrène.

Tableau 3-21. Dépôt total de HAP dans les Grands Lacs (tiré de Eisenreich et al. 1981).[α]

| Composé | Lac ($t.a^{-1}$) | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Supérieur | Michigan | Huron | Érié | Ontario | Total |
| Ensemble des HAP | 163 | 114 | 118 | 51 | 38 | 484 |
| Anthracène | 4,8 | 3,4 | 3,5 | 1,5 | 1,1 | 14,3 |
| Phénanthrène | 4,8 | 3,4 | 3,5 | 1,5 | 1,1 | 14,3 |
| Pyrène | 8,3 | 5,9 | 6,1 | 2,6 | 1,9 | 24,8 |
| Benz[a]anthracène | 4,1 | 2,9 | 3,0 | 1,5 | 1,1 | 12,6 |
| Pérylène | 4,8 | 3,3 | 3,4 | 1,5 | 1,1 | 14,1 |
| Benzo[a]pyrène | 7,9 | 5,6 | 5,8 | 2,5 | 1,8 | 23,6 |

[α] Dépôt d'après les concentrations atmosphériques de HAP rapportées dans la littérature (pour les références consultées, se reporter à Eisenreich et al. 1980).

Dans les aérosols des régions rurales et urbaines du continent, les teneurs moyennes en B[a]P des matières particulaires sont respectivement 8 et 38 $ng.g^{-1}$ environ (moyennes annuelles) (USNAS 1972). Au-dessus des mers, les aérosols ont une teneur en B[a]P d'environ 17 $ng.g^{-1}$ (moyenne annuelle). Toutefois, le benzo[a]pyrène peut ne représenter que de 1 à 20% de l'ensemble des HAP présents dans les particules en suspension dans l'air (USNAS 1972). Par exemple, Lunde et Bjorseth (1977) ont trouvé que le B[a]P ne constituait que de 3 à 7% de l'ensemble des HAP présents dans les aérosols prélevés en Norvège. On a signalé (Strand et Andren 1979; Andren et Strand 1981) que la teneur en B[a]P des aérosols prélevés au-dessus du lac Michigan (É.-U.) ne représentait qu'à peu près 10% de l'ensemble des HAP dosés.

En choisissant une teneur en B[a]P de 17 $ng.g^{-1}$ de matières particulaires et une teneur en HAP de 340 $ng.g^{-1}$ de matières particulaires (Pierce et Katz 1975) (c.-à-d. en supposant que le B[a]P constitue 5% de l'ensemble des HAP), on peut évaluer grossièrement l'importance de l'apport de B[a]P et de HAP d'origine atmosphérique dans les océans du monde. On a évalué à $10^8$ $t.a^{-1}$ l'apport dans les océans de particules atmosphériques d'origine anthropique autres que les silicates (Robinson 1976). Il s'ensuit que l'apport de B[a]P serait 1700 $t.a^{-1}$ et l'apport de HAP, de 34 000 $t.a^{-1}$.

### 3.3.2 REJETS DIRECTEMENT DANS L'EAU

Les substances contenant des HAP et des CAH peuvent être rejetées directement dans le milieu aquatique de plusieurs façons, entre autres: 1) par déversement accidentel de pétrole brut et/ou de dérivés pétroliers pendant l'exploration, la production et le transport, ou fuite naturelle; et 2) par libération de HAP et de composés apparentés par des matériaux immergés (p.ex. pilotis, quais et barrages de retenue créosotés).

En 1971, on a évalué la production mondiale de pétrole à $2,5 \times 10^9$ t. Si la teneur en B[a]P dans le pétrole brut est de 1 $mg.L^{-1}$ (Guerin 1978), quelque $2,5 \times 10^3$ t de ce composé peuvent être libérées dans l'environnement. Pancirov (1974) a évalué à 3-6% (en masse) la concentration dans l'ensemble des HAP (y compris les naphtalènes) dans deux pétroles bruts témoins de l'API; ainsi, d'après les estimations de 1971, l'ensemble des HAP libérés peut être de $75\text{-}150 \times 10^6$ t. Il est intéressant de noter que la teneur en HAP du fuel-oil n° 2 et du Bunker C sont respectivement de 15 et de 20% (en masse) (Pancirov 1974).

Les estimations des quantités d'hydrocarbures pétroliers pénétrant dans les océans du monde par rejets direct dans l'eau varient de $1 \times 10^6$ $t.a^{-1}$ à $5 \times 10^6$ $t.a^{-1}$ (Tableau 3-22). Si on accepte les estimations mentionnées ci-dessus pour les teneurs en B[a]P et en HAP du pétrole brut, les quantités de B[a]P pénétrant dans les océans seraient de 1-5 $t.a^{-1}$, tandis que les quantités de HAP varieraient de $30 \times 10^3$ à $300 \times 10^3$ $t.a^{-1}$.

Tableau 3-22. Estimation des quantités d'hydrocarbures pétroliers pénétrant dans les océans (tiré de Connell et Miller 1980).

| Source | Estimation pour l'année indiquée ($t \times 10^6\ a^{-1}$) | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Rejets directement dans l'eau** | | | | | |
| Pétroliers (CH)[α] | 3,0 | 0,31 | 1,63 | 0,1 | 0,2 |
| Pétroliers (autres) | 1,5 | 0,77 | | 0,6 | 0,3 |
| Cale sèche | - | 0,25 | | - | 0,15 |
| Vidange des cales | 0,5 | 0,50 | | 0,05 | - |
| Accidents | - | 0,30 | | 0,2 | 0,15 |
| Production en mer | - | 0,08 | | 0,15 | 0,20 |
| Fuites naturelles de pétrole | - | 0,60 | | - | 0,60 |
| **Rejets sur terre** | | | | | |
| Raffineries | 2,0 | 0,2 | - | 0,3 | 0,02 |
| Ruissellement des précipitations | - | 2,50 | 0,45 | 0,5 | 2,40 |
| Huiles usées | - | | | | |
| Eaux usées | - | | | | |
| Dépôt atmosphérique | - | 0,60 | 9,0 | - | 0,60 |
| Total | 7,0 | 6,11 | 11,08 | 1,90 | 4,62 |
| Références | McIntyre et Whittle (1977) | USNAS (1975) | GESAMP (1977) | Wardley-Smith (1973) | USNAS (1975) |

[α] CH - chargés par le haut.

D'après Grossling (1976), la production mondiale de pétrole en 1972 était de 2,8 x $10^9$ t. Environ 3,6 x $10^6$ t de pétrole brut et de certains de ses dérivés liquides pénètrent dans les océans du monde par suite des activités humaines. Selon les estimations de la production de 1972, les quantités de pétrole rejetées lors d'accidents dans l'industrie pétrolière lors de la vidange des pétroliers sont d'environ 0,9 x $10^6$ t et 0,4 x $10^6$ t respectivement. En mer et sur terre, on a évalué les fuites naturelles de pétrole à (0,2-6,0) x $10^6$ t et (0,8-24) x $10^6$ t respectivement. D'après la production prévue pour 1980 (USNAS 1975), on a évalué les fuites naturelles de pétrole brut en mer à 0,6 x $10^6$ t.

La créosote et le goudron de houille servant au traitement des quais, des ponts, des pilotis, des aires de confinement, etc., contiennent beaucoup de HAP. Près de ces structures, on a trouvé des concentrations élevées de plusieurs composés dans les sédiments et le biote (Zitko 1975; Dunn et Stich 1976; Dunn et Fee 1979).

### 3.3.3 REJETS SUR TERRE

Il est très difficile d'évaluer les quantités de HAP libérés par des sources comme les effluents urbains et industriels et le ruissellement, à cause de l'insuffisance de données fiables sur la concentration réelle de ces composés dans les effluents, et de l'absence de renseignements sur le volume total des substances rejetées. De plus, pour calculer l'apport total, il faut tenir compte des sources ponctuelles et diffuses.

Si on suppose un rejet global d'eaux usées (effluents domestiques et industriels) de 24 x $10^{13}$ $L.a^{-1}$ (Neff 1979) ayant des teneurs respectives en B[a]P et en HAP de 0,07 et de 6 $\mu g.L^{-1}$ (Borneff et Kunte 1965), on obtient dans le milieu aquatique un apport d'environ 17 $t.a^{-1}$ pour le B[a]P et de 1,4 x $10^3$ $t.a^{-1}$ pour l'ensemble des HAP.

Bien que le ruissellement puisse contenir des quantités importantes de HAP (cf. Herrmann 1981), il y a peu de renseignements fiables sur les quantités de HAP pénétrant de cette façon dans le milieu aquatique. Les plages de concentrations du B[a]P et de l'ensemble des HAP dans des eaux de surface sont respectivement de 0,0006-0,35 $\mu g.L^{-1}$ (moyenne 0,08) et de 0,24-2,5 $\mu g.L^{-1}$ (moyenne 0,9) (USEPA 1980). Le ruissellement global sur le continent nord-américain est évalué à 3 x $10^{15}$ $L.a^{-1}$, ce qui inclut certains effluents domestiques et industriels (Neff 1979). Si on se sert d'un rapport 1:3 pour extrapoler à l'échelle du monde les valeurs nord-américaines (Neff 1979), l'apport de B[a]P et de l'ensemble des HAP dans le milieu aquatique serait respectivement de 960 $t.a^{-1}$ et de 10 800 $t.a^{-1}$.

Les concentrations de HAP dans les eaux souterraines sont en général très faibles, allant de non décelables à 0,04 $\mu g.L^{-1}$ (USEPA 1980), bien qu'elles puissent être fortes dans certains cas particuliers à cause de la contamination par les décharges, les aires de rejet, la gazéification souterraine du charbon, etc. On ne s'attend pas à ce que le rejet dans les eaux souterraines contribue de façon importante à l'apport global de HAP dans le milieu aquatique; toutefois, un tel rejet peut avoir un effet important à l'échelle régionale.

Le rejet sur terre de certaines matières contenant des HAP et des composés apparentés peut dans certains cas, augmenter la charge dans le milieu aquatique. Par exemple, selon Grossling (1976), l'élimination des lubrifiants usés ajoute environ $2,3 \times 10^6$ $t.a^{-1}$ d'hydrocarbures pétroliers dans les océans du monde. On a signalé que la concentration globale de tous les HAP identifiables présents dans l'huile de carter était à peu près de 83 $mg.L^{-1}$. (Peake et Parker 1979), alors que la concentration du B[a]P était de 0,4 $mg.L^{-1}$. Si ces teneurs sont caractéristiques des lubrifiants usés, environ 0,9 $t.a^{-1}$ de B[a]P et 190 $t.a^{-1}$ de HAP peuvent pénétrer dans les océans.

### 3.3.4 BIOSYNTHÈSE

L'ambiguïté persiste concernant les données relatives à la biosynthèse complète de HAP par les micro-organismes, les algues, les champignons et les plantes supérieures (voir Section 3.1.3). Néanmoins, en supposant qu'il y a bel et bien une certaine production par biosynthèse, on peut évaluer les quantités de HAP qui seraient libérées dans le milieu aquatique. Borneff et al. (1968) ont signalé un taux de biosynthèse par l'algue Chlorella de 0,6 $\mu g.kg^{-1}$ de biomasse sèche pour le B[a]P et de 67 $\mu g.kg^{-1}$ de biomasse sèche pour l'ensemble des HAP. On évalue la production annuelle de carbone organique dans les océans du monde à $4 \times 10^{10}$ $t.a^{-1}$ (Koons et Monaghan 1976). On estimerait donc grossièrement la production par biosynthèse de B[a]P et de l'ensemble des HAP à 24 et à 2680 $t.a^{-1}$, respectivement.

### 3.3.5 ESTIMATIONS DE L'APPORT GLOBAL

On évalue respectivement à environ 2700 $t.a^{-1}$ et 80 000-200 000 t.a-1 les quantités globales de B[a]P et de HAP pénétrant dans le milieu aquatique pour toutes les sources envisagées (Tableau 3-23). Il semble que ce soit le dépôt atmosphérique qui contribue le plus à l'apport global de B[a]P dans le milieu aquatique. Le rejet directement dans l'eau (c.-à-d. pétroliers, accidents, production en mer et fuites naturelles) semblait être la source la plus importante pour l'ensemble des HAP; toutefois, une forte proportion des produits pétroliers et des produits apparentés se composent de HAP qui ne sont pas des composés polycycliques à 4, à 5 ou à 6 cycles. La teneur en B[a]P de ces matières sera, prévoit-on, de beaucoup inférieure à la teneur globale en HAP. Il faut

Tableau 3-23. Estimation des apports de benzo[a]pyrène et de l'ensemble des HAP de diverses origines dans le milieu aquatique.

| Source | Apport estimé ($t.a^{-1}$) | |
|---|---|---|
| | Benzo[a]pyrène | Ensemble des HAP |
| Dépot atmosphérique | 1700 | 34 000 |
| Rejet directement dans l'eau | 1-5 | 30 000-150 000 |
| Rejet sur terre | | |
| Effluents domestiques et industriels | 17 | 1 400 |
| Ruissellement | 960 | 10 800 |
| Élimination des lubrifiants usés | 1 | 190 |
| Biosynthèse | 24 | 2 680 |
| Total aproximatif | 2700 | 80 000-200 000 |

souligner que les estimations faites ci-dessus sont basées sur des données rares, souvent imprécises, et qu'il a donc fallu faire de nombreuses hypothèses et extrapolations. Comme on l'a déjà mentionné, il se peut que le B[a]P ne soit pas représentatif des HAP à cause de sa réactivité chimique. Les différentes propriétés physiques et chimiques de chacun des HAP dans l'environnement modifient la composition et les quantités de l'ensemble des HAP. Bien que, à l'échelle mondiale, de nombreuses sources ne soient pas considérées importantes, elles peuvent l'être beaucoup à l'échelle régionale.

## 3.4 DEVENIR DANS LE MILIEU AQUATIQUE

### 3.4.1 CYCLE ABIOTIQUE

#### 3.4.1.1 Solubilité, solubilisation et sorption

La solubilité de la plupart des HAP et des CAH dans l'eau pure est faible (voir Section 2.2); on a donc supposé que ces composés hydrophobes existent dans l'eau douce ou salée seulement dans la phase particulaire. Néanmoins, il existe dans les eaux naturelles un équilibre d'échange entre la phase adsorbée et la phase dissoute, qui dépend de la concentration; bien que cet équilibre soit déplacé dans la plupart des cas vers la phase particulaire, en solutions diluées il peut y avoir certains HAP et CAH dans la phase dissoute.

Dans les eaux naturelles et les eaux usées, on a trouvé de nombreux composés pouvant solubiliser les HAP et les CAH. On a montré que des composés en solution ou en suspension colloïdale dissolvaient les HAP en les incorporant dans des micelles. Avant que la solubilité des HAP ne soit modifiée, il faut cependant qu'une concentration micellaire critique soit atteinte. Ces concentrations critiques sont en général plusieurs fois plus élevées que celles généralement présentes dans le milieu aquatique (Il'nitsky et Ershova 1970; Il'nitsky et al. 1971; Il'nitsky et al. 1979b).

On a observé qu'une grande variété de composés organiques améliorent la solubilité des HAP dans l'eau. Il s'agit, entre autres, des purines (Weil-Malherbe 1946), des acides buryrique et lactique (Ekwall et Sjoblom 1952), des composés organiques azotés (Eisenbrand 1971), et de l'acétone, de l'éthanol et du dioxane (Suess 1972). Lors de l'étude de la solubilisation de certains hydrocarbures pétroliers dans l'eau de mer par des matières organiques analogues à l'humus, Boehm et Quinn (1973) n'ont trouvé aucune modification des solubilités de l'anthracène et du phénanthrène. Cependant, Cjessing et Berglind (1981) ont montré qu'il y avait accroissement de la solubilité du B[a]P dans des eaux riches en acide humique. Récemment, Carlberg et Martinsen (1982) ont montré qu'il y avait chélation par les matières humiques de l'eau de tout le phénanthrène et de tout le fluoranthène; l'équilibre était rapidement atteint.

De plus, les auteurs ont trouvé que 90% des matières humiques traversent, avec les HAP coordinés, une colonne garnie de résine, ce qui suppose une faible récupération de HAP lorsqu'on se sert d'une résine pour concentrer les matières tirées d'eaux riches en humus.

De nombreux auteurs ont noté qu'il est possible de concentrer le B[a]P ainsi que d'autres HAP par sorption sur du charbon activé, du calcaire, de la silice, du verre et des plastiques (cf. Andelman et Suess 1970). Meyers et Quinn (1973) ont étudié le processus de sorption en solution saline en se servant d'hydrocarbures aromatiques et d'argile à bentonite; ils ont trouvé qu'on pouvait décrire ce processus comme une adsorption physique de type van der Walls. L'adsorption préalable de substances humiques naturelles sur les particules d'argile nuisait à la fixation des hydrocarbures en masquant les sites d'adsorption ou en réduisant la surface accessible. Comme les forces liant les HAP et les autres hydrocarbures aux particules inorganiques sont faibles, l'activité biologique et la dissolution (même dans le cas de particules incorporées dans les sédiments) pourraient libérer ces composés, facilitant ainsi leur absorption par les organismes aquatiques. La perturbation des couches sédimentaires par des mécanismes naturels et anthropiques pourrait accélérer ce processus.

L'adsorption des HAP sur des matières organiques en suspension semble plus importante que leur adsorption sur des particules inorganiques. Herbes (1977) a étudié les propriétés sorbantes de cellules de levure chauffées sous pression; il a trouvé qu'une portion importante d'anthracène serait liée aux matières organiques détritiques et vivantes dans les eaux naturelles contenant une quantité moyenne de matières organiques solides en suspension. S'il faut une concentration de 300 $mg.L^{-1}$ pour adsorber 30% du B[a]P (Suess 1968), seulement 25 $mg.L^{-1}$ de cellules de levure suffisent pour une quantité comparable d'anthracène (Herbes 1977). L'argile à montmorillonite, à des concentrations typiques dans les eaux naturelles, n'adsorbait que 1-5% de l'anthracène, alors que les cellules de levure, à des concentrations équivalentes, sorbaient 15-65% de ce composé (Herbes 1977).

Smith et al. (1977, 1978), Karickhoff et al. (1979), Southworth (1979a), Means et al. (1980, 1982), ainsi que Banwart et al. (1982) ont montré qu'il y a une étroite corrélation entre la teneur en carbone organique et la sorption des HAP et des CAH sur les particules en suspension et les sédiments de fond (Tableaux 3-24, 3-25 et 3-26). En général, la sorption augmente avec la teneur en carbone organique. Le coefficient de partage par sorption organique (le rapport entre le coefficient de partage par sorption et la portion massique de la particule constituée par du carbone organique) augmentait de façon linéaire avec la teneur en carbone organique (Karickhoff et al. 1979; Means et al. 1982). Il y avait aussi une étroite corrélation entre le coefficient de partage par sorption organique et le coefficient de partage octanol-eau. Pour les

Tableau 3-24. Sorption de certains HAP et CAH sur des argiles et des sédiments naturels (tiré de Smith et al. 1977, 1978).

| Composé | Sédiment[α] | Carbone organique total % | Coeffient de partage par sorption[β] $K_p$ |
|---|---|---|---|
| Benz[a]anthracène | Ruisseau Coyote | 1,4 | 26 200 |
| | Rivière des Moines | 0,6 | 8 300 |
| | Étang de Searsville | 3,8 | 20 700 |
| Benzo[a]pyrène | Argile à montmorillonite-Ca | 0,06 | 17 000 |
| | Ruisseau Coyote | 1,4 | 76 000 |
| | Rivière des Moines | 0,6 | 42 000 |
| | Étang de Searsville | 3,8 | 165 000 |
| Quinoléine | Argile à montmorillonite-Ca | 0,06 | 8 |
| | Ruisseau Coyote | 1,4 | 11 |
| Benzo[f]quinoléine | Ruisseau Coyote | 1,4 | 1 300 |
| Carbazole | Argile à montmorillonite-Ca | 0,06 | 3 |
| | Ruisseau Coyote | 1,4 | 175 |
| 7H-dibenzo[c,g]carbazole | Ruisseau Coyote | 1,4 | 20 500 |
| Benzo[b]thiophène | Argile à montmorillonite-Ca | 0,06 | 11 |
| | Ruisseau Coyote | 1,4 | 59 |
| Dibenzothiophène | Ruisseau Coyote | 1,4 | 1 380 |

[α] Argile à montmorillonite-Ca, taille des particules <1 µm (tiré de l'argile à montmorillonite du Wyoming).
Ruisseau Coyote, San Jose, Californie (cours d'eau eutrophe pollué).
Rivière des Moines, Iowa.
Étang de Searsville, Woodside, Californie (étang eutrophe non pollué).

On n'a fait aucun effort pour éliminer ou détruire les bactéries contenues dans les trois sédiments naturels mentionnés. Taille moyenne des particules sédimentaires <100 µm.

[β] Par sorption, on entend tout processus où le substrat est lié physiquement ou chimiquement à une surface solide.

Tableau 3-25. Sorption de certains HAP de faible masse moléculaire sur plusieurs types de matières particulaires et de sédiments.

| Composé | Sédiments | µg.L$^{-1}$[α] | $K_{ow}$[β] | $K_p$[γ] | $K_{oc}$[δ] | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Naphtalène | sédiment d'un petit étang[ε] | 31 700 | 2 300 | | 1 300 | Karickhoff et al. (1979) |
| 2-Méthylnaphtalène | sédiment d'un petit étang | 25 400 | 13 000 | | 8 500 | Karickhoff et al. (1979) |
| Anthracène | sédiment d'un petit étang | 73 | 35 000 | | 26 000 | Karickhoff et al. (1979) |
| Anthracène | matières particulaires organiques (cellules de levure chauffées en autoclave) | | | 25 000 | | Southworth (1979a) |
| Anthracène | effluents d'une usine d'épuration (matières particulaires organiques) | | | ≈2 500 | | Southworth (1979a) |
| Anthracène | sédiments naturels (fraction d'argile inorganique, 0,1-2,0 µm) | | | 1 600 | | Southworth (1979a) |
| Anthracène | sédiments naturels (fraction du silt, 5-10 µm) | | | ≈100 | | Southworth (1979a) |
| 9-Méthylanthracène | sédiment d'un petit étang | 261 | 117 000 | | 65 000 | Karickhoff et al. (1979) |
| Phénanthrène | sédiment d'un petit étang | 1 290 | 37 000 | | 23 000 | Karickhoff et al. (1979) |
| Pyrène | sédiment d'un petit étang | 135 | 150 000 | | 84 000 | Karickhoff et al. (1979) |
| Naphtacène | sédiment d'un petit étang | 0,5 | 800 000 | | 650 000 | Karickhoff et al. (1979) |

[α] Les solubilités dans l'eau sont tirés de Mackay et Shiu (1977).

[β] $K_{O-E}$ = coefficient de partage octanol-eau.

[γ] $K_p$ = coefficient de partage par sorption.

[δ] $K_{c.o.} = K_p/c.o.$, où c.o. est la proportion massique du carbone organique dans les sédiments.

[ε] Sédiments prélevés dans une petit étang et composés de silt grossier (20-50 µm). Les $K_{c.o.}$ sont les moyennes obtenues par chauffage isotherme des sédiments de Doe Run, Georgie (2,78% de carbone organique total) et de Hickory Hill, Georgie, (3,27% de carbone organique total).

Tableau 3-26. Constantes d'équilibre pour la sorption de certains HAP, amino-HAP, acides HAP-carboxyliques et composés hétérocycliques azotés (tiré de Means et al. 1979, 1980, 1982; Banwart et al. 1982).

| Sédiment/ Sol[a] | Teneur (%) en matière organique | Constants d'équilibre | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Pyrène | | 7,12-Diméthylbenzo[a]anthracène | | 3-Méthylcholanthrène | | Dibenzo[a,h]anthracène | | 2-Aminoanthracène | |
| | | $K_p$ ($\times 10^{-1}$) | $K_{c.o.}$ ($\times 10^{-4}$) | $K_p$ ($\times 10^{-2}$) | $K_{c.o.}$ ($\times 10^{-5}$) | $K_p$ ($\times 10^{-4}$) | $K_{c.o.}$ ($\times 10^{-6}$) | $K_p$ ($\times 10^{-5}$) | $K_{c.o.}$ ($\times 10^{-6}$) | $K_p$ ($\times 10^{-2}$) | $K_{c.o.}$ ($\times 10^{-4}$) |
| 9[b] | 0,11 | 7,1 | 6,5 | 10,3 | 9,3 | 0,3 | 2,4 | 0,3 | 2,3 | 1,0 | 9,4 |
| 8 | 0,15 | 10,1 | 6,7 | 6,1 | 4,1 | 0,2 | 1,5 | 0,2 | 1,2 | 0,8 | 5,3 |
| 14[b] | 0,48 | 27,7 | 5,8 | 5,6 | 1,2 | 3,1 | 6,4 | 1,4 | 3,0 | 1,5 | 3,0 |
| 18 | 0,66 | 50,4 | 7,6 | 19,0 | 2,9 | 2,1 | 3,1 | 2,0 | 3,1 | 2,8 | 4,3 |
| 6 | 0,72 | 61,4 | 8,5 | 13,5 | 1,9 | 1,6 | 2,2 | 1,9 | 2,6 | 2,6 | 3,6 |
| 15 | 0,95 | 78,3 | 8,2 | 37,4 | 3,9 | 2,3 | 2,4 | 2,5 | 2,7 | 3,9 | 4,1 |
| 82 | 1,21 | 7,6 | 6,3 | 23,7 | 2,0 | 1,5 | 1,3 | 2,0 | 1,7 | 3,2 | 2,7 |
| 20[b] | 1,30 | 72,3 | 6,0 | 16,2 | 1,2 | 1,6 | 1,2 | 0,7 | 0,6 | 4,6 | 3,5 |
| 26 | 1,48 | 99,4 | 6,7 | 37,4 | 2,5 | 3,7 | 2,5 | 4,0 | 2,7 | 6,9 | 4,7 |
| 22 | 1,67 | 80,6 | 4,8 | 26,8 | 1,6 | 2,1 | 1,3 | 4,0 | 2,4 | 5,0 | 3,0 |
| 21 | 1,88 | 111,9 | 6,0 | 55,8 | 3,0 | 2,5 | 1,3 | 5,6 | 3,0 | 5,3 | 2,0 |
| 4 | 2,07 | 106,5 | 5,1 | 26,5 | 1,3 | 3,0 | 1,5 | 3,5 | 1,7 | 3,3 | 1,6 |
| 5 | 2,28 | 115,5 | 5,1 | 52,1 | 2,3 | 0,8 | 0,4 | 1,8 | 0,8 | 3,0 | 1,3 |
| 23 | 2,38 | 104,3 | 4,4 | 67,8 | 2,8 | 1,7 | 0,7 | 1,9 | 0,8 | 8,6 | 3,7 |

Tableau 3-26. (Suite)

| Sédiment/ Sol[a] | Teneur (%) en matière organique | Constantes d'équilibre | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | 6-Aminochrysène | | Acide anthracène-9-carboxylique | | Acridine | | Biquinoléine | | Dibenzocarbazole | |
| | | $K_p$ ($\times 10^{-3}$) | $K_{c.o.}$ ($\times 10^{-5}$) | $K_p$ | $K_{c.o.}$ ($\times 10^{-3}$) | $K_p$ | $K_{c.o.}$ ($\times 10^{-4}$) | $K_p$ | $K_{c.o.}$ ($\times 10^{-4}$) | $K_p$ ($\times 10^{-2}$) | $K_{c.o.}$ ($\times 10^{-6}$) |
| 9[b] | 0,11 | 0,7 | 6,2 | 2,8 | 2,6 | 34 | 3,1 | 61 | 5,6 | 10 | 0,9 |
| 8 | 0,15 | 0,6 | 3,8 | 1,8 | 1,2 | 33 | 2,2 | 57 | 3,8 | 31 | 2,1 |
| 14[b] | 0,48 | 0,9 | 1,9 | 10,0 | 2,1 | 142 | 3,0 | 88 | 1,9 | 81 | 1,7 |
| 18 | 0,66 | 1,4 | 2,2 | 1,8 | 0,3 | 101 | 1,5 | 106 | 1,6 | 141 | 2,1 |
| 6 | 0,72 | 1,1 | 1,5 | 5,5 | 0,8 | 132 | 1,8 | 172 | 2,4 | 126 | 1,8 |
| 15 | 0,95 | 1,3 | 1,4 | 2,7 | 0,3 | 165 | 1,7 | 135 | 1,4 | 135 | 1,4 |
| 82 | 1,21 | 1,7 | 1,4 | 5,3 | 0,4 | 185 | 1,5 | 105 | 0,9 | 296 | 2,5 |
| 20[b] | 1,30 | 0,9 | 0,7 | 13,3 | 1,0 | 193 | 1,5 | 93 | 0,7 | 155 | 1,2 |
| 26 | 1,48 | 1,7 | 1,1 | 7,5 | 0,5 | 213 | 1,4 | 180 | 1,2 | 216 | 1,5 |
| 22 | 1,67 | 1,5 | 0,9 | 5,6 | 0,3 | 92 | 0,6 | 181 | 1,1 | 180 | 1,1 |
| 21 | 1,88 | 2,6 | 1,4 | 6,5 | 0,3 | 207 | 1,1 | 216 | 1,2 | 170 | 0,9 |
| 4 | 2,07 | 3,1 | 1,5 | 5,5 | 0,3 | 334 | 1,62 | 220 | 1,1 | 258 | 1,3 |
| 5 | 2,28 | 4,0 | 1,7 | 8,0 | 0,4 | 278 | 1,2 | 164 | 0,7 | 146 | 0,6 |
| 23 | 2,38 | 3,9 | 1,6 | 10,0 | 0,4 | 287 | 1,2 | 243 | 1,0 | 139 | 0,6 |

[a] Les échantillons de sol et de sédiments ont été prélevés dans des sites bordant le fleuve Mississippi ainsi que les rivières Missouri, Ohio, Wabash et Illinois. Pour une caractérisation complète, se reporter à Means et al. (1980).

[b] Échantillons de sol; tous les autres sont des sédiments.

HAP étudiés, le partage octanol-eau donne une bien meilleure estimation du partage entre les matières particulaires et l'eau que ne le fait la solubilité dans l'eau. De plus, la sorption dépendait très peu de la force ionique.

Au cours de leurs études sur le devenir des HAP dans des écosystèmes marins fermés, Inga et al. (1980), ainsi que Lee et al. (1982) ont trouvé que le principal processus d'élimination des composés comme le B[a]P et le B[a]A était soit l'adsorption directement sur les sédiments de fond après mélange turbulent, soit l'adsorption sur les particules en suspension puis la sédimentation. Pour les composés étudiés, l'oxydation photochimique, la volatilisation et la dégradation microbienne étaient peu importantes, sauf dans le cas du 7,12-diméthylbenzo[a]anthracène qui subissait une oxydation photolytique avant même de pouvoir se déposer au fond de la colonne d'eau. La dégradation microbienne était le principal processus d'élimination des produits de photolyse.

D'après leur relevé des HAP présents dans l'estuaire du Tamar (R.-U.), Readman et al. (1982) ont pu classer d'après leur comportement physico-chimique les HAP identifiés. Un groupe était formé des composés de faible masse moléculaire (naphtalène, phénanthrène, anthracène), alors que l'autre comprenait des composés de masse moléculaire plus élevée (fluoranthène, pyrène, chrysène, B[a]A, B[k]F, B[b]F, B[a]P). Pour le premier groupe, on a observé une répartition complexe dans l'estuaire, sans corrélation importante avec la salinité ou la quantité de particules en suspension. Les auteurs ont fait l'hypothèse que la volatilisation était le principal mécanisme d'élimination de la colonne d'eau. Il y avait une bonne corrélation entre la concentration des composés de masse moléculaire élevée et celle des particules en suspension; les concentrations les plus fortes correspondaient au maximum de turbidité.

La volatilisation semble jouer un rôle important dans l'élimination à court terme des hydrocarbures pétroliers (y compris les HAP) des estuaires (Knap et Williams 1982); toutefois l'adsorption sur les sédiments est le processus le plus important modifiant l'élimination à long terme dans les estuaires.

### 3.4.1.2 Volatilisation

La perte dans l'atmosphère des hydrocarbures les plus volatils contenus dans l'eau est un phénomène bien connu qui a été observé à de nombreuses occasions lors de déversements de pétrole (cf. USNAS 1975). Les produits pétroliers déversés deviennent immédiatement moins dangereux pour les systèmes biologiques à la suite de volatilisation des composés aromatiques de faible masse moléculaire, qui sont les plus toxiques, comme les benzènes et les naphtalènes. Brown et Huffman (1976) ont étudié les hydrocarbures présents dans l'eau en pleine mer sur les routes des pétroliers, et ils ont noté des concentrations réduites de composés

aromatiques de faible masse moléculaire. Ils ont suggéré que les hydrocarbures aromatiques contenant moins de 15 atomes de carbone (c.-à-d. ceux à 1, à 2 et à 3 cycles) étaient perdus par volatilisation ou dispersion dans la colonne d'eau. Ils ne pouvaient cependant pas expliquer de la même façon la disparition sélective des composés aromatiques plus lourds (> 15 atomes de C). On a suggéré que ces hydrocarbures étaient perdus par dégradation chimique ou biologique ou par sorption sur des matières particulaires, puis par sédimentation sur le fond océanique.

Plusieurs études expérimentales ont montré que, dans certaines circonstances, il peut y avoir émission à partir de l'eau d'une quantité importante de HAP et de CAH de masse moléculaire faible et de masse moléculaire élevée. On a trouvé que la vitesse de volatilisation d'une substance contenue dans une certaine masse d'eau dépend de ses propriétés physico-chimiques (Liss 1973; MacKay et Wolkoff 1973; Liss et Slater 1974; MacKay et Leinonen 1975; MacKay et al. 1979) et de facteurs environnementaux comme le vent, la turbulence de l'eau et la température (Southworth 1979a). On a trouvé que la constante de Henry (coefficient de partage à l'équilibre d'une substance entre les phases gazeuses et liquides) diminue à mesure qu'augmente la masse moléculaire des HAP. En se servant de ces constantes et de la vitesse de réoxygénation (vitesse, qui varie en fonction de la température, à laquelle l'oxygène atmosphérique se dissout dans des eaux pauvres en oxygène), Smith et al. (1977, 1978) et Southworth (1979b) ont prévu la vitesse de volatilisation de plusieurs HAP et CAH dans différents écosystèmes aquatiques. En général, les HAP de masse moléculaire élevée, comme le B[a]A et le B[a]P, sont relativement non volatils et leur demi-vie dépasse 100 h, alors que les HAP de faible masse moléculaire, comme le naphtalène de l'anthracène, sont plus volatils et leur demi-vie est inférieure à 100 h. La vitesse de volatilisation des HAP est fortement influencée par la vitesse du vent et des courants (Southworth 1979b). Par exemple, un décuplement de la vitesse du vent ou des courants quadruple la vitesse de volatilisation de l'anthracène. Un décuplement de la vitesse du courant double la vitesse de volatilisation du B[a]A et du B[a]P, alors qu'un décuplement de la vitesse du vent quintuple la vitesse de volatilisation.

### 3.4.1.3 Oxydation photochimique et chimique

La plupart des résultats existants relatifs à la dégradation oxydative des HAP ont été obtenus à partir d'études effectuées en solution non aqueuse (USNAS 1972); ces études ont peu de rapport avec ce qui se passe en système aqueux dilué. En solution non aqueuse, la plus fréquente réaction de photo-oxydation des HAP et des CAH est la formation d'endoperoxydes (Southern et Waters 1960). La photolyse ou la dégradation thermique de ces endoperoxydes donne une diversité de produits par désalkylation et par scission des noyaux. Si, pour des raisons d'empêchement stérique, l'intermédiaire endoperoxyde ne peut pas se former, on obtient des quinones (Masuda et Kuratsune 1966). Lors de la photolyse

en solution aqueuse des hydrocarbures correspondants, McGinnes et Snoeying (1974) ont identifié la 1,6-quinone et la 6,12-quinone du B[a]P, ainsi que la 7,12-quinone et un acide organique complexe ($C_{18}H_{10}O_3$) dérivés du B[a]A. Après photolyse en solution aqueuse du B[a]P, Smith et al. (1977, 1978) ont identifié la 1,6-quinone, la 3,6-quinone et la 6,12-quinone correspondantes. On croit que la photo-oxydation de HAP adsorbés ne passe pas par un intermédiaire endoperoxyde, et qu'il y a plutôt production de quinones (Kortum et Braun 1960).

On a suggéré que la sensibilité à la photodégradation augmente lorsque les HAP sont adsorbés sur des matières particulaires dans les systèmes aqueux (USNAS 1972; Neff 1979). Toutefois, cela n'a pas encore été démontré au cours des expériences effectuées jusqu'ici. Par exemple, la demi-vie du B[a]A augmente d'environ 2,4 h dans une solution aqueuse contenant 22% d'acétone à environ 24 h lorsque le B[a]A est dispersé dans l'eau sous forme de microsphères (diamètre de 1,25 µm). Le rapport surface-volume des particules semble jouer un rôle important sur la vitesse de photo-oxydation; les HAP adsorbés sur des particules de taille plus petite sont dégradés plus rapidement que ceux adsorbés sur les grosses particules.

Alors que le B[a]P est dégradé assez rapidement en solution aqueuse, le même composé dispersé sous forme de microsphères (1,5 µm de diamètre) n'est dégradé que légèrement (McGinnes et Snoeyink 1974). La décomposition du B[a]P adsorbé sur les microsphères ne se fait que jusqu'à une profondeur de 0,2 µm, car la couche oxydée protège le composé contre une dégradation ultérieure. Il semble y avoir une auto-inhibition du même genre lorsque les HAP sont adsorbés sur les matières particulaires présentes dans l'atmosphère (voir Section 3.2.1.2). Cette auto-inhibition n'est pas observée dans le cas de particules de B[a]A, ce qui laisse supposer que les produits de photolyse sont soit transparents à l'ultraviolet, soit solubles et éliminés facilement de la surface des particules.

La photo-oxydation en solution des HAP et de certains CAH semble assez rapide, que ce soit en lumière artificielle ou en lumière naturelle: le temps de demi-réaction varie d'à peu près 30 minutes à 23 jours, selon le composé et les conditions photolytiques (Tableau 3-27); dans les eaux naturelles les demi-vies lors de la photolyse sont plus longues d'environ 20-60% (Smith et al. 1978). Au cours de leur étude sur l'oxydation photochimique directe de divers HAP en solution aqueuse, Zepp et Schlotzhauer (1979) ont trouvé que la cinétique des réactions de photolyse pouvait être décrite par une équation de premier ordre (Tableau 3-28). En général, les rendements quantiques étaient de l'ordre de 0,001-0,01. La photo-oxygénation par l'intermédiaire d'oxygène singulet ne constituait qu'une portion négligeable des photoréactions observées chez les HAP en solution aqueuse. Cette observation a incité les auteurs à faire l'hypothèse que les réactions photolytiques peuvent faire intervenir la photo-ionisation et la formation de radicaux cations intermédiaires. D'autre part, on a aussi montré que l'oxygène singulet

Tableau 3-27. Photo-oxydation à la lumière du jour de certains HAP et CAH en solution (tiré de Smith et al. 1978; Southworth 1979a).

| Composé | Constante de vitesse ($sec^{-1}$) | Demi-vie (h) |
|---|---|---|
| Anthracène | $3,3 \times 10^{-4\alpha}$ | 0,6 |
| Benzo[o]anthracène | $3,3 \times 10^{-4\beta}$ | 0,6 |
| Benzo[a]pyrène | $3,6 \times 10^{-4\beta}$ | 0,5 |
| Quinoléine | $3,5 \times 10^{-7\beta}$ | 548 |
| Benzo[f]quinoléine | $3,7 \times 10^{-4\beta}$ | 0,5 |
| Carbazole | $1,9 \times 10^{-4\beta}$ | 1,0 |
| 7H-dibenzo[c,g]carbazole | $5,5 \times 10^{-4\beta}$ | 0,4 |
| Benzo[b]thiophène | $5,7 \times 10^{-6\gamma}$ | 34 |
| Dibenzothiophène | $1,5 \times 10^{-6\gamma}$ | 128 |

$^{\alpha}$ Photolyse de l'anthracène dans de l'eau distillée à la lumière du jour, en milieu de journée, au milieu de l'été et à une latitude de 35°N (photolyse de 24 h au milieu de l'été = $1,2 \times 10^{-4}$ $s^{-1}$ et au milieu de l'hiver = $4,0 \times 10^{-5}$ $s^{-1}$).

$^{\beta}$ Valeur instantanée de la constante de vitesse en milieu de journée, au milieu de l'été, à une latitude de 40°N.

$^{\gamma}$ Constante de vitesse pour 24 heures, au milieu de l'été, à une latitude de 40°N.

Tableau 3-28. Données cinétiques relatives à la dégradation photochimique directe des HAP dans de l'air saturé d'eau à 25°C (tiré de Zepp et Schlotzhauer 1979).

| Composé | Concentration (moles.$L^{-1}$) ($\times 10^7$) | Longueur d'onde de la lumière incidente (nm) | Coefficient d'extinction molaire[α] ($g^{-1}.mole^{-1}.cm^{-1}$) ($\times 10^3$) | Rendement quantique[γ] (disparition de produit) ($\times 10^3$) |
|---|---|---|---|---|
| Naphtalène | $1,2 \times 10^3$ | 313 | 0,11 ± 0,005 | 15 ± 1 |
| 1-Méthylnaphtalène | $1,2 \times 10^3$ | 313 | 0,28 ± 0,01 | 18 ± 1 |
| 2-Méthylnaphtalène | $8,8 \times 10^2$ | 313 | 0,26 ± 0,01 | 5,3 ± 0,2 |
| Phénanthrène | 8,4 | 313 | 0,20 ± 0,01[β] | 10 ± 1,6 |
| Anthracène | 2,3 | 366 | 2,1 ± 0,1 | 3,0 ± 0,2 |
| 9-Méthylanthracène | 3,1 | 366 | 9,9 ± 0,2 | 7,5 ± 0,5 |
| 9,10-Diméthylanthracène | 1,3 | 366 | 4,0 ± 0,3 | 4,0 ± 0,4 |
| Pyrène | 3,9 | 313 | 0,8 ± 0,4 | 2,0 ± 0,3 |
| Pyrène | 3,9 | 366 | 0,19 ± 0,01 | 2,2 ± 0,3 |
| Fluoranthène | 6,6 | 313 | 3,8 ± 0,2 | 0,12 ± 0,01 |
| Fluoranthène | 6,6 | 366 | 3,5 ± 0,2 | 0,002 ± 0,002 |
| Chrysène | $8,2 \times 10^{-2}$ | 313 | 7,4 ± 0,2[β] | 2,8 ± 0,7 |
| Naphtalène | $2,2 \times 10^{-2}$ | 436 | 6,1 ± 0,2[β] | 13 ± 5 |

[α] Coefficient d'extinction molaire dans l'eau.

[β] Obtenu dans un mélange eau-méthanol à 50%.

[γ] Moyenne de trois déterminations.

participait à la photodégradation des composés aromatiques en solution dans une pellicule de pétrole (Larson et al. 1977).

Au cours de leur étude de composés mutagènes dans l'eau, Suzuki et al. (1982) ont photolysé du naphtalène, de l'anthracène et du pyrène (suspension de 20-25 $mg.L^{-1}$) en présence de nitrate de sodium (16,5 $mg.L^{-1}$ de $N\text{-}NO_3$) pendant 3 heures à 25°C. Les auteurs ont trouvé que les mélanges réactionnels étaient plus mutagènes que les composés originaux. Les produits de réaction n'ont toutefois pas été isolés; il est donc impossible d'identifier les agents mutagènes.

On a suggéré que les matières solubles et particulaires présentes dans les eaux naturelles ont peut-être un effet sur la photodégradation des HAP. Le partage sur les sédiments a un effet marqué sur la photolyse des HAP de masse moléculaire élevée (Zepp et Schlotzhauer 1979); à mesure qu'augmente le coefficient de partage par sorption des HAP, la vitesse de photolyse diminue (Tableau 3-29). Oliver et al. (1979) ont observé que les sédiments et les argiles en suspension dans la colonne d'eau diminuent la vitesse de photolyse en interceptant la lumière incidente. En outre, la présence de certains composés solubles peut faciliter la photolyse des HAP. Par exemple, la demi-vie du B[a]P dans l'eau d'un étang diminuait de 173 à 43 h en présence d'un excédent d'acide fulvique (Katz et al. 1979). L'acide fulvique sert peut-être de sensibilisateur ou augmente la solubilité du B[a]P dans l'eau.

Smith et al. (1977, 1978) ont étudié l'oxydation de plusieurs HAP et CAH par des radicaux libres ($RO_2^{\cdot}$) (voir Tableau 3-30). En supposant une concentration de $RO_2^{\cdot}$ de $10^{-9}$ M, la demi-vie du B[a]A et du B[a]P en solution aqueuse saturée d'air est respectivement d'environ 38 h et 4,3 d. La demi-vie des quinoléines, des carbazoles et des thiophènes est très élevée, ce qui élimine la possibilité que l'oxydation par les radicaux libres soit un mécanisme important de leur élimination des écosystèmes aquatiques.

Dans la plupart des eaux naturelles, l'absorption de la lumière par les matières en solution et en suspension fait diminuer les vitesses de photolyse des HAP et des CAH et, dans la plupart des cas, l'activité photolytique se limiterait aux couches d'eau supérieures (Southworth 1979a). De plus, l'activité photolytique varie selon les saisons à cause de la variation de l'intensité du rayonnement solaire, de la température de l'eau et de la teneur en oxygène dissous.

### 3.4.2 CYCLE BIOTIQUE

#### 3.4.2.1 Bioaccumulation

Des études en conditions réelles ainsi que des études sur des écosystèmes modèles, ont indiqué que les HAP s'accumulent dans les tissus des organismes aquatiques à des concentrations dépassant celles des eaux

Tableau 3-29. Photolyse directe de HAP dans une pièce d'eau d'une profondeur de 5 m[α] (tiré de Zepp et Schlotzhauer 1979).

| Composé | Coefficient de partage par sorption[β] $K_p$ | Demi-vie[γ] (jours) Sans partage[δ] | Avec partage[δ,ε] |
|---|---|---|---|
| Naphtalène | 4,7 | 550 | 550 |
| 1-Méthylnaphtalène | 61 | 180 | 190 |
| 2-Méthylnaphtalène | 61 | 410 | 440 |
| Phénanthrène | 180 | 59 | 69 |
| Anthracène | 160 | 4,5 | 5,2 |
| 9-Méthylanthracène | 550 | 0,8 | 1,2 |
| Fluoranthrène | 280 | 160 | 200 |
| Pyrène | 400 | 4,2 | 5,9 |
| Benzo[a]anthracène | 1500 | 3,7 | 9,2 |
| Chrysène | 4200 | 13 | 68 |
| Naphtacène | 3800 | 0,2 | 1,0 |
| Benzo[a]pyrène | 3100 | 3,2 | 13 |

[α] Concentration des sédiments en suspension, 20 $mg.L^{-1}$; coefficient omnidirectionnel d'atténuation, 11 $m^{-1}$.

[β] La constante $K_p$ est calculée d'après le coefficient de partage octanol-eau.

[γ] Intégrée sur toute une journée d'été, à une latitude de 40°N.

[δ] En l'absence de partage, on suppose que les HAP sont complètement dans la colonne d'eau et la vitesse de photolyse n'est modifiée que par l'atténuation de la lumière.

[ε] Lorsqu'il y a partage, on suppose qu'il y a échange rapide entre le premier centimètre des sédiments de fond et la colonne d'eau. Cet échange peut faire intervenir une sédimentation et une remise en suspension continues de la couche supérieure des sédiments.

Tableau 3-30. Oxydation par les radicaux libres de certains HAP et CAH dans l'eau saturée d'air (tiré de Smith et al. 1977, 1978).

| Composé | Vitesse d'oxydation[a] ($M^{-1}.sec^{-1}$) | Demi-vie |
|---|---|---|
| Benzo[a]anthracène | $5,0 \times 10^3$ | 1,6 jour |
| Benzo[a]pyrène | $1,9 \times 10^3$ | 4,3 jour |
| Quinoléine | 2,8 | 8 ans |
| Benzo[b]quinoléine | <2,8 | >8 ans |
| Carbazole | 29 | 280 ans |
| 7H-dibenzo[c,g]carbazole | 830 | 10 jour |
| Benzo[b]thiophène | 83 | 96 jour |
| Dibenzothiophène | <7,5 | >3,5 ans |

[a] En supposant que $[RO_2^{\bullet}] = 10^{-9}$ M.

ambiantes. Dans les organismes d'eau douce et d'eau salée exposés à des HAP provenant des sources ponctuelles, comme les déversements de pétrole ou des fuites chroniques, il y a accumulation de concentrations de HAP de l'ordre du $\mu g.g^{-1}$ (DiSalvo et al. 1975; Grahl-Nielsen et al. 1978; Vanderkooy, 1978; Mackie et al. 1980; Knutzen et Sortland 1982). Dans les tissus d'organismes vivant dans des régions éloignées ou assez peu polluées, on trouve des concentrations dans la plage des $ng.g^{-1}$ (Murray et al. 1981; Brown et Pancirov 1979; Heit et al. 1980; Black et al. 1980).

Giddings et al. (1977) ont étudié la répartition d'un HAP dans l'écosystème d'un étang modèle. Le $^{14}C$-anthracène ajouté au système disparaissait rapidement pendant les deux premières semaines et on le retrouvait en concentration croissante dans les sédiments, la végétation et les animaux. On présente au Tableau 3-31 les concentrations mesurées de $^{14}C$ extractible total dans les divers biotes et sédiments en les comparant aux concentrations trouvées dans l'eau (facteur de bioconcentration). On a prélevé des échantillons sur une période de 70-84 jours après l'addition du HAP marqué, et on a trouvé que la radioactivité accumulée dans les organismes correspondait à des concentrations allant jusqu'à environ $10^3$ fois celle dans l'eau. Cela concorde avec le facteur de bioconcentration de 1190 calculé par Southworth et al. (1978a), pour l'accumulation d'anthracène par Daphnia pulex. On a effectué des études semblables sur la répartition des concentrations de B[a]P dans l'eau, les sédiments, les plantes, le plancton, les mollusques et les poissons de réservoirs d'eau recevant des effluents municipaux épurés (Il'nitsky et al. 1979b). On a trouvé que les concentrations de B[a]P dans les sédiments et le biote s'élevaient à $10^2$-$10^4$ fois celles dans l'eau (en ordre décroissant des concentrations: sédiments de fond > plantes aquatiques > poissons >> eau). Les auteurs n'ont cependant pas discuté des méthodes de dosage du B[a]P utilisées pendant cette étude.

On présente au Tableau 3-32 les résultats des études portant sur la répartition, dans un certain nombre d'espèces aquatiques, des HAP provenant d'une source ponctuelle de créosote dans un réseau fluvial du Michigan (Black et al. 1980). Dans les principaux poissons et invertébrés locaux, les concentrations en fonction de la masse humide ($ng.g^{-1}$) varient selon l'ordre suivant pour le phénanthrène, le benzanthracène et le B[a]P: sédiments > insectes > écrevisses > lamproies > truites > meuniers noirs.

Dans les sédiments à proximité de la décharge d'un complexe aciérie/four à coke, à Sydney (Nouvelle-Écosse), on a trouvé que les concentrations totales de HAP (12 composés dosés) atteignaient parfois 2830 $\mu g.g^{-1}$ (masse sèche) (EPS 1982). À 8 km de la source, les concentrations diminuaient à 40-50 $\mu g.g^{-1}$; cependant, même à l'embouchure du port, soit à 16 km de la source, les concentrations dépassaient 7 $\mu g.g^{-1}$. La concentration d'un des HAP dosés, le B[a]P, variait de 108,5 $\mu g.g^{-1}$ près de la décharge, à 0,37 $\mu g.g^{-1}$ dans un autre bras du port, puis diminuait à 0,026 $\mu g.g^{-1}$ à 16 km environ de la source. La concentration correspondante

Tableau 3-31. Bioaccumulation d'anthracène à divers niveaux trophiques (simulation des conditions existant dans un étang; 70-84 jours) (tiré de Giddings et al. 1977).

| | Facteur de bioaccumulation |
|---|---|
| Eau | 1 |
| **Sédiments** | |
| premiers 5 cm | 12 - 27 |
| premiers 2 cm | 200 |
| **Plantes** | |
| Périphytes | 600 - 700 |
| Élodées | 800 - 900 |
| Algues | 700 - 1000 |
| **Animaux** | |
| Zooplankton | 400 - 900 |
| Acariens aquatiques | 1000 - 1500 |
| Gastropodes | 1000 - 1900 |
| Oeufs de gastropodes | 700 |

Tableau 3-32. Concentrations de 3 HAP ($ng.g^{-1}$ de masse humide) dans les sédiments et le biote de la rivière Hersey en amont (témoin) et à 20 km en aval d'une source ponctuelle de créosote (tiré de Black et al. 1980).

| | Phénanthrène | | Benzo[a]anthracène | | Benzo[a]pyrène | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Amont | Aval | Amont | Aval | Amont | Aval |
| Sédiments | 16 | 4 098 | 0,3 | 3504 | 0,3 | 1194 |
| Insectes | 42 | 5 489 | 7 | 2893 | 1 | 725 |
| Écrevisse | 6 | 447 | 2 | 40 | 0,6 | 8 |
| Lamproie | 35 | 15 313 | ND | 20 | 0,8 | 1 |
| Truite | 2 | 38 | 0,2 | 0,2 | 0,04 | 0,07 |
| Meunier | 4 | 28 | 0,1 | 0,1 | 0,05 | 0,08 |

de HAP dans les moules Mytillus edulis et Volsella modiolus pêchées dans le port de Sydney était de 4,12 $\mu g.g^{-1}$ (masse sèche) près de la source, et diminuait à 0,471 $\mu g.g^{-1}$ à environ 16 km de celle-ci (une baisse d'un ordre de grandeur en comparaison d'une diminution par un facteur de 400 dans les sédiments). Dans les moules pêchées dans le port, la concentration de benzo[a]pyrène variait de 0,006 $\mu g.g^{-1}$ (masse humide) à 0,28 $\mu g.g^{-1}$ (EPS 1982). Les concentrations totales de HAP et de B[a]P dans le muscle codal et l'hépatopancréas du homard (Homarus americanus) étaient plus faibles d'un ordre de grandeur dans les organismes capturés à 10 km de la décharge (Tableau 3-33).

Un aspect important du devenir des HAP dans l'environnement est l'importance de leur accumulation dans les organismes aquatiques. On se préoccupe du fait que les HAP s'accumulent en concentrations toxiques dans les tissus. Cela touche autant la santé des hommes que celle des animaux, il y a exposition aux HAP par consommation d'organismes aquatiques à fortes teneurs tissulaires en HAP.

On croit que les processus d'assimilation biotique de composés organiques non polaires comme les HAP sont reliés à leurs propriétés physico-chimiques. On sait que l'hydrophobie des HAP est la force permettant leur partage entre la phase aqueuse et les lipides (Bruggeman et al. 1982). Mackay (1982) a suggéré qu'il existe une relation directement proportionnelle entre le facteur de bioconcentration et le coefficient de partage octanol-eau ($K_{o-e}$), un paramètre souvent utilisé comme indicateur de la tendance des composés à se répartir entre l'eau et les tissus biologiques de l'autre côté de la membrane cellulaire. Chez la plupart des organismes aquatiques, y compris les plantes et les animaux (invertébrés et vertébrés), l'absorption des HAP se fait directement à travers les téguments (Metcalf 1977) ou, chez les organismes plus complexes, en passant de l'eau au sang par les branchies, puis du sang aux tissus. Une autre voie d'absorption est l'assimilation des HAP par l'intestin lorsque la substance est ingérée.

On appelle "facteur de bioconcentration" (FBC) l'importance de la bioaccumulation d'un composé par les organismes aquatiques par rapport à la concentration de ce composé dans le milieu ambiant (le plus souvent de l'eau). Ce facteur reflète un équilibre entre les processus compétitifs que sont l'ingestion, la dépuration et la métabolisation. On peut mesurer le FBC d'un composé donné en exposant des organismes pendant une période suffisamment longue pour permettre de déceler les résidus lorsque l'équilibre a été atteint. Lorsque la période nécessaire pour atteindre l'équilibre est trop longue, le FBC peut être calculé à partir des constantes de vitesses obtenues à l'aide d'un modèle cinétique. Les différentes façons de métaboliser les HAP d'une espèce à l'autre sont un facteur important déterminant les différences de concentrations à l'équilibre et les facteurs de bioaccumulation apparente des HAP. À la Section 3.4.2.2, on traite plus à fond de la relation entre les processus métaboliques et la bioaccumulation des HAP.

Tableau 3-33. Concentration de l'ensemble des HAP et du benzo[a]pyrène (entre parenthèses) dans deux groupes de homards pêchés dans le port de Sydney (Nouvelle-Écosse) près de la décharge d'un complex aciérie/four à coke. Les valeurs représentent les concentrations tissulaires mesurées, en $\mu g.g^{-1}$ de masse humide (tiré de Sirota et al. 1982).

| | près de la source | à 10 km de la source |
|---|---|---|
| muscle | 2,7/2,9 (0,04/0,02) | 0,050/0,053 (0,002/0,0022) |
| hépatopancréas | 88,1/57,3 (1,0/2,0) | 8,7/10,7 (0,226/0,253) |

Au cours d'études de laboratoire (Southworth et al. 1978a, b), on a mesuré les taux d'absorption et d'élimination ainsi que les constantes d'équilibre (FBC) du partage de sept HAP représentatifs et de trois aza-arènes entre l'eau et l'organisme zooplanctonique Daphnia pulex. On a supposé que les processus d'absorption et d'élimination étaient du premier ordre et dépendaient de la concentration du composé dans l'eau ou dans l'organisme. Les constantes de vitesses d'absorption et d'élimination ont des valeurs élevées (Tableau 3-34), ce qui indique que l'équilibre s'établit rapidement pour chaque composé entre Daphnia et l'eau. Bien que les vitesses d'absorption ne variaient pas beaucoup entre les HAP et les aza-arènes étudiés, leur accumulation dans les tissus de cette daphnie présentait de fortes différences dues surtout aux différentes vitesses d'élimination des divers composés. On a montré qu'il y avait une corrélation directe entre le FBC à l'équilibre de chaque composé (Tableau 3-34) et son coefficient de partage octanol-eau ($K_{o-e}$). Ce coefficient constituerait, estime-t-on, la meilleure approximation du partage d'un composé entre le milieu aqueux et les lipides d'un organisme; de plus, le $K_{o-e}$ dépend de la structure du produit chimique (Leo (1975). Lorsque l'on connait le $K_{o-e}$ d'un HAP, on peut se servir de l'équation décrivant la relation entre le $K_{o-e}$ et le FBC des dix HAP étudiés pour prevoir son FBC chez Daphnia.

Chez un organisme plus développé, le tête-de-boule (Pimephales promelas), la bioconcentration observée avec plusieurs aza-arènes ne correspondait pas à celle prévue à partir du coefficient de partage octanol-eau et du FBC (Southworth et al. 1980). On a trouvé que la dégradation métabolique des aza-arènes chez ce poisson contribuait beaucoup à les éliminer de l'organisme, ce qui diminuait donc le potentiel de bioaccumulation. Les auteurs ont conclu que Daphnia était plus utile que les poissons pour prévoir, à partir des corrélations avec ses propriétés physiques, la tendance d'un composé à se bioconcentrer. Chez le poisson, il était nécessaire d'effectuer des dosages pour déterminer le degré de concentration. Cette constatation concordait avec les résultats obtenus par Leversee et al. (1981) qui ont calculé le facteur de bioconcentration du B[a]P chez Daphnia, chez des chironomes et chez le crapet arlequin (Lepomis macrochirus). A cause d'une biotransformation rapide, les FBC mesurés étaient moindres d'un ordre de grandeur chez le crapet et les chironomes que ne l'auraient prévu les constantes de vitesse d'absorption et de dépuration. Herbes et Risi (1978) ont conclu que, chez Daphnia pulex, la métabolisation contribuait peu à diminuer la charge de l'organisme en HAP et que, en général, la modification métabolique des HAP par le zooplancton constitue peut-être un mécanisme plus important d'élimination des HAP des eaux naturelles qu'un mécanisme empêchant la bioconcentration des HAP dans la chaîne alimentaire.

Avec des huîtres (Crassostrea virginica), on a étudié les processus de transport de quatre HAP (Lee et al. 1978). Comme on considérait qu'une exposition de deux jours n'était pas suffisante pour qu'un équilibre s'établisse entre les processus d'absorption et d'élimination, les FBC à l'équilibre ont été évalués à partir du rapport entre les

Tableau 3-34. Coefficient de partage octanol-eau (P), constantes de vitesse d'absorption ($k_1$) et d'excrétion ($k_2$), et facteurs de bioconcentration (FBC) des HAP (Southworth et al. 1978a) et des azaarènes (Southworth et al. 1978b) chez Daphnia pulex .

| HAP/azaarène | log P | $k_1(h^{-1})$ | $k_2(h^{-1})$ | FBC |
|---|---|---|---|---|
| Naphtalène | 3,30 | 197 | 1,67 | 118 |
| Phénanthrène | 4,45 | 203 | 0,543 | 374 |
| Anthracène | 4,45 | 702 | 0,589 | 1190 |
| 9-Méthylanthracène | 5,12 | 561 | 0,144 | 3900 |
| Pyrène | 4,90 | 1130 | 0,343 | 3280 |
| Benzo[a]anthracène | 5,60 | 669 | 0,144 | 4650 |
| Perylène | 6,06 | 752 | 0,139 | 5400 |
| Isoquinoléine | 1,82 | 82 | 34,2 | 2,41 |
| Acridine | 3,30 | 109 | 3,68 | 29,6 |
| Benzo[a]acridine | 4,45 | 208 | 0,59 | 352 |

constantes de vitesse d'absorption et d'élimination (Tableau 3-35). Pour mesurer les constantes de vitesse d'élimination, les huîtres étaient mises en eau propre pour permettre la dépuration des HAP accumulés. À partir des résultats de ces expériences, on a calculé la demi-vie des quatre HAP. Ces données laissent entendre que les HAP de masse moléculaire élevée persistent davantage dans les tissus des huîtres que les HAP de faible masse moléculaire.

Au cours d'une étude pendant laquelle des moules (Mytilus edulis) ont été déplacés d'un endroit contaminé par des HAP à un endroit propre, la concentration de B[a]P dans les tissus a diminué de 23 $\mu g.g^{-1}$ (on ne spécifie pas s'il s'agit de masse sèche ou de masse humide) jusqu'à la concentration de fond (environ 1 $\mu g.kg^{-1}$), avec une demi-vie de 8-10 jours (Mix et al. 1981). L'élimination de B[a]P des tissus se faisait en deux phases, la première rapide, et la seconde lente et prolongée. Les auteurs ont donc supposé que les HAP étaient stockés dans deux compartiments chez les mollusques.

On a déterminé la cinétique d'absorption et de dépuration du B[a]P chez une larve de chironomidé (Chironomus riparium), un organisme benthique fouisseur qui vit dans les sédiments d'eau douce. Par dosage du B[a]P, on a observé un facteur de bioconcentration de 200 (Leversee et al. 1982). Cette valeur était inférieure à celle déterminée par dosage du $^{14}C$-B[a]P à l'équilibre (FBC = 650); la différence entre la valeur obtenue par dosage du B[a]P marqué et celle obtenue par dosage du B[a]P correspond à la quantité perdue par biotransformation.

On a mesuré l'absorption et l'élimination des HAP chez des poissons à l'aide de composés marqués au $^{3}H$ et au $^{14}C$ additionnés à l'eau ambiante (Lee et al. 1972b), et administrés par injection intrapéritonéale (i.p.) (Roubal et al. 1977; Hose et al. 1981) et à l'état adsorbé sur des aliments (Roubal et al. 1977; Whittle et al. 1977). Les résultats tirés des expériences où les produits étaient administrés avec les aliments à des saumons Coho (Oncorhynchus kisutch) (Roubal et al. 1977) indiquaient que la quantité tissulaire d'anthracène marqué au $^{14}C$ était de beaucoup supérieure à la quantité de naphtalène (l'activité du $^{14}C$ serait associé, prévoit-on, au composé original et à ses métabolites), même lorsque des quantités équimolaires étaient administrées. En général, l'anthracène et ses métabolites étaient plus persistants que le naphtalène et ses métabolites. Dans le cas de chacun des HAP administrés par ingestion, l'activité la plus élevée se trouvait dans le cerveau et le foie, ce qui concordait avec les études faites par injection. On ne devrait pas comparer entre elles les quantités de HAP accumulées dans les tissus pendant les études où les produits étaient administrés avec les aliments et pendant celles où ils étaient administrés par injection intrapéritonéale. Au cours des études où les produits étaient administrés avec les aliments, Whittle et al. (1977) ont trouvé que le B[a]P était surtout associé aux tissus

Tableau 3-35. Constantes de vitesse d'absorption ($k_1$) et d'excrétion ($k_2$) des HAP chez l'huître (Crassostrea virginica) au cours d'une étude de deux jours (tiré de Lee et al. 1978).

| HAP | $k_1(h^{-1})$ | $k_2(h^{-1})$ | $t_{\frac{1}{2}}(h)$ | FBC($k_1/k_2$) |
|---|---|---|---|---|
| Anthracène | 11,2 | 0,009 63 | 72 | 1160 |
| Fluoranthène | 16,6 | 0,005 78 | 120 | 2860 |
| Benzo[a]anthracène | 11,9 | 0,003 21 | 216 | 3700 |
| Benzo[a]pyrène | 4,09 | 0,001 60 | 432 | 2560 |

stomacaux et intestinaux (98,4% de l'activité du $^{14}C$, dont 81,6% dans l'estomac seul). Les résultats semblaient indiquer une forte adsorption sur la paroi stomacale, mais comparativement peu d'absorption à travers celle-ci. Ces résultats ne concordent absolument pas avec ceux de Lee et al. (1982); en effet, ces derniers ont montré que le $^{3}H$-B[a]P et la $^{14}C$-naphtalène contenus dans l'eau d'un aquarium étaient rapidement absorbés par les branchies et qu'ils étaient décelés dans la plupart des tissus quelques minutes plus tard. Pendant la première heure des expériences sur l'absorption, les tissus du foie, des intestins et des branchies contenaient la majorité de l'hydrocarbure. Avec des périodes d'exposition plus longues il y avait accumulation de l'hydrocarbure chez le poisson, surtout dans la vésicule biliaire. Lorsque le poisson était remis en eau de mer non polluée il y avait élimination de la radioactivité, le naphtalène et ses métabolites étant éliminés plus rapidement que le B[a]P.

Black et al. (1980) ont relié l'accumulation de HAP à la teneur en lipides des poissons. En comparant des populations de meuniers noirs (Catastomus commersoni) et de truites brunes (Salmo trutta) vivant dans une rivière où les sédiments étaient fortement contaminés par des HAP provenant d'une source de créosote située en amont, ces auteurs ont noté des concentrations plus élevées de HAP chez la truite, bien que les meuniers se nourrissent d'organismes benthiques. Des mesures indiquaient que les muscles de la truite brune et du meunier noir contenaient respectivement 2,11% et 0,18% de lipides; les auteurs ont suggéré que les différences de teneurs tissulaires en lipides permettraient d'expliquer les résultats observés.

Hose et al. (1981) ont étudié l'absorption de $^{3}H$-B[a]P par les gonades et les gamètes de la limande-sole (Parophys vetulus) ayant atteint la maturité. On a trouvé dans l'ovaire, 24 h après injection i.p., de 0,53 à 3,69% de la dose administrée, ce qui est inférieur au pourcentage de la masse corporelle totale que constitue cet organe. On a obtenu des résultats semblables pour les testicules. La plupart de la radioactivité provenait du composé original (ovaires: 98%; testicules: 97%, même si de petites quantité de métabolites polaires étaient aussi présentes. Comme les concentrations de B[a]P et de ses métabolites dans le sperme et les oeufs ayant atteint la maturité étaient plusieurs fois plus élevées que celles dans les gonades (en moyenne 30 $\mu g.g^{-1}$ pour les oeufs; 25 $\mu g.g^{-1}$ pour les testicules et 165 $\mu g.g^{-1}$ pour le sperme), il semble que ces composés s'accumulent dans les gamètes pendant leur développement.

Kühnhold et Busch (1978) ont effectué des études sur l'absorption du B[a]P par les oeufs de saumons de l'Atlantique (Salmo salar) (étape du développement non indiquée), 12, 72 et 168 h après l'addition de HAP à leur milieu de croissance. Même si, dans le cas du B[a]P, il fallait plus de temps pour atteindre l'équilibre entre les oeufs de saumon et le milieu, que dans le cas du naphtalène (un composé aromatique bicyclique), la concentration du B[a]P à l'équilibre était supérieure ($FBC_{B[a]P} = 70,7$; $FBC_{napht.} = 43,9$).

Des études préliminaires sur les composés aromatiques hétérocycliques sulfurés (CAHS), qui sont contenus dans les liquides du charbon et dans les matières particulaires atmosphériques, indiquent des concentrations élevées de CAHS par rapport aux HAP dans des échantillons de poissons prélevés dans la rivière Black et dans le fleuve Potomac (Vassilaros et al. 1982a). Dans une fraction de HAP tirée du goudron de houille, le rapport phénanthrène:dibenzothiophène était d'environ 15:1, alors que le rapport moyen de quatre échantillons différents de poissons prélevés dans la rivière Black était de 9:1 et, pour les échantillons de sédiments correspondants, de 19:1. Une analyse des propriétés physicochimiques des composés a révélé que les coefficients de partage octanol-eau de plusieurs CAHS et des HAP analogues étaient pratiquement identiques, mais que la solubilité des CAHS dans l'eau était supérieure. Ainsi, les CAHS seraient biologiquement plus accessibles comme le reflètent les quantités relatives de CAHS et de HAP décelées dans les tissus des poissons (Vassilaros et al. 1982b).

Chez des canards malards (Anas platyrhynchos) ayant reçu du pétrole brut du sud de la Louisiane, il y avait accumulation d'hydrocarbures dans tous les tissus analysés, surtout dans la peau et dans les tissus adipeux sous-jacents (Lawler et al. 1978). Compte tenu des proportions de chacun des constituants du pétrole brut, les HAP à 2 ou à 3 cycles (naphtalène, alkylnaphtalènes, phénanthrène) s'accumulaient dans la peau et les autres tissus, de préférence aux benzènes et aux alkylbenzènes. On trouvait aussi des hydrocarbures aromatiques dans les oeufs pondus par des canards malards alimentés d'une pâtée contenant 25 000 $\mu g.g^{-1}$ de pétrole brut du sud de la Louisiane (Belisle et al. 1981). Au cours de cette étude, le naphtalène et le 1-méthylnaphtalène étaient les composés aromatiques les plus abondants dans les oeufs traités; il y avait aussi des HAP de masse moléculaire plus élevée, soit du fluorène et du phénanthrène.

On a comparé les quantités de HAP absorbées avec la nourriture et avec l'eau par les larves de prairie, Mercenaria mercenaria (Dobroski et Epifanio 1980) et par le tête-de-boule, Pimephales promelas (Southworth 1979a; Southworth et al. 1979b). La vitesse d'échange du B[a]P entre des algues en contenant 42,2 $\mu g.g^{-1}$ (masse sèche) et les larves de Mercenaria mercenaria qui s'en nourrissaient était de 2,1 $\mu g.g^{-1}.d^{-1}$. Neff et Anderson (1975) ont calculé la vitesse d'absorption directe (6 $\mu g.g^{-1}.d^{-1}$) par le bivalve Rangea cuneata du B[a]P présent dans de l'eau de mer en contenant 30 $\mu g.L^{-1}$. En extrapolant à la concentration du B[a]P ayant servi à cette étude, soit 10 $\mu g.L^{-1}$ (comme ce composé est plutôt insoluble dans l'eau, on s'est servi d'un solvant non toxique, le polyéthylèneglycol), on trouve que la vitesse d'absorption directe, par les larves de bivalve, du B[a]P présent dans l'eau de mer serait de 2,0 $\mu g.g^{-1}.d^{-1}$, alors que la vitesse mesurée d'échange trophique était de 2,1 $\mu g.g^{-1}.d^{-1}$. Cela laisse penser que l'absorption avec l'eau et les aliments contribue de façon importante à l'accumulation du B[a]P dans les organismes filtreurs comme les bivalves. Southworth (1979a) ainsi que Southworth et al. (1979b) ont comparé les vitesses d'absorption de l'anthracène et de l'acridine par le tête-

de-boule, à partir d'une source alimentaire (Daphnia pulex) et de l'eau. Pour un poisson de 200 g dans une solution contenant 1 $\mu g.L^{-1}$ d'anthracène, l'absorption directe à partir de la solution se faisait à une vitesse de $6,2 \times 10^{-3}$ µg (anthracène).$h^{-1}$; l'ingestion quotidienne d'une masse de Daphnia équivalant à 10% de leur masse corporelle (à l'équilibre dans la même solution d'anthracène) provoquait l'absorption de $1,0 \times 10^{-3}$ µg (anthracène).$h^{-1}$. Pour que les deux processus soient de même importance, il faudrait donc que les poissons ingèrent une masse de Daphnia équivalant à 60% de leur masse corporelle. On a calculé les vitesses d'absorption d'acridine avec l'eau et avec Daphnia, à partir de facteurs de concentration déterminés expérimentalement et des vitesses d'absorption/élimination chez Pimephales promelas. En supposant une concentration d'acridine dans l'eau de 100 $\mu g.L^{-1}$ et l'ingestion quotidienne d'une masse équivalant à 5% de la masse corporelle, on trouve que l'absorption directe avec l'eau est responsable de 98% de l'absorption d'acridine, alors que l'absorption avec les aliments est responsable d'une absorption de 1%.

La disponibilité biologique des HAP pour les organismes aquatiques dépend fortement de leur association avec des matières particulaires. La présence de particules de levure capables de sorption diminue grandement la vitesse d'absorption et la capacité de bioconcentration du B[a]P et de l'anthracène par Daphnia magna (McCarthy 1981). Roesijadi et al. (1978) ainsi que Anderson et al. (1978) ont comparé les quantités de plusieurs HAP absorbées par Macoma inquinata, un bivalve se nourrissant de sédiments, à partir de l'eau de mer et de détritus contaminés par du pétrole. Les données du Tableau 3-36 montrent que les bivalves concentraient beaucoup plus les HAP à partir de l'eau de mer qu'à partir des sédiments. En général, les facteurs d'accumulation à partir des sédiments sont inférieurs à 0,1, alors qu'ils vont de 10 à plus de $10^3$ pour l'eau de mer. De plus, les facteurs d'accumulation à partir de l'eau de mer augmentent en fonction de la masse moléculaire des HAP, mais l'accumulation totale de HAP par les bivalves était du même ordre de grandeur, que ce soit à partir des sédiments ou à partir de l'eau de mer. Cela a incité les auteurs à avancer l'hypothèse que, chez les bivalves, les HAP absorbés à partir des sédiments proviennent de l'eau interstitielle plutôt que des particules sédimentaires.

Comme on l'a mentionné à la Section 3.4.1.1, les HAP sont peu solubles dans l'eau douce et dans l'eau de mer où ils sont surtout adsorbés aux matières particulaires; il s'établit cependant un équilibre d'échange de sorte que même une partie des composés de masse moléculaire élevée existent en solution. Puisque le partage octanol-eau donne une bonne estimation du partage entre les matières particulaires et l'eau (Means et al. 1979), les HAP de faible masse moléculaire, dont le $K_{o-e}$ est faible, seraient moins fortement adsorbés et se trouveraient dans l'eau interstitielle en concentrations supérieures à celles de composés de masse moléculaire supérieure dont le $K_{o-e}$ est plus élevé. L'hypothèse voulant que les processus de sorption déterminent la disponibilité biologique des HAP est appuyée par les résultats de Dunn (1980) qui a montré que, à mesure qu'augmentent la masse moléculaire et l'hydrophobie de ces composés, les concentrations ont en général tendance à être plus faibles dans les moules que dans les sédiments.

Tableau 3-36. Comparaison des concentrations de HAP dans des bivalves (Macoma inquinata) exposés à des sédiments contenant 2000 $\mu g.g^{-1}$ de pétrole brut additionné de 10 µC de l'hydrocarbure indiqué. Les bivalves étaient suspendus dans l'eau ou enfouis dans les sédiments (tiré de Roesijadi et al. 1978).

| HAP | Concentration dans les tissus ($\mu g.g^{-1}$) | | Concentration dans | | FBC | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Sédiments | Eau | Sédiments ($\mu g.g^{-1}$) | Eau ($\mu g.mL^{-1}$) | Sédiments | Eau |
| Phénanthrène | ,096 | ,038 | ,49 | 3,7 | ,20 | 10 |
| Chrysène | ,308 | ,297 | 8,37 | ,43 | ,04 | 694 |
| Diméthylbenzo[a]anthracène | ,297 | ,856 | 4,63 | ,63 | ,06 | 1349 |
| Benzo[a]pyrène | ,059 | ,037 | ,64 | ,043 | ,09 | 861 |

### 3.4.2.2 Métabolisme

Certains invertébrés et vertébrés aquatiques possèdent des systèmes enzymatiques capables de métaboliser les HAP. Chez un certain nombre d'espèces aquatiques, on a trouvé des indices de l'existence d'un système d'oxydases à fonction multiple (OFM) semblable à celui chez les mammifères (Tableau 3-37). On croit que ces enzymes, qu'on nomme souvent enzymes de la phase I, sont à l'origine d'à peu près tous les produits primaires (oxydatifs) du métabolisme des hydrocarbures aromatiques (Malins 1977). Le processus au cours duquel un atome d'oxygène est ajouté au noyau aromatique fait intervenir le NADPH ainsi qu'une chaîne de transfert d'électrons qui comprend le réseau $P_{450}$ des cytochromes. L'activité des tissus peut être répartie différemment d'une espèce à l'autre; par exemple, la métabolisation se fait surtout dans le foie chez les poissons, dans l'hépatopancréas chez les crustacés et les mollusques et dans la partie inférieure de l'intestin chez les polychètes.

Une métabolisation primaire plus poussée des HAP donne des dérivés quinones, phénols et trans-dihydrodiols. Comme ces métabolites sont plus hydrosolubles que les composés dont ils proviennent, leur partage entre les lipides et l'eau ne favorise pas leur accumulation dans les lipides tissulaires; l'on s'attend donc à ce qu'ils soient éliminés plus rapidement des tissus animaux. On nomme aryl-hydrocarbure hydrosylases (AHH) les enzymes catalysant des réactions comme la formation du 3-hydroxybenzo[a]pyrène à partir du B[a]P. La Figure 3-1 illustre les nombreux types de réactions intervenant dans la biotransformation du B[a]P (Gelboin 1980). Les enzymes de conjugaison de la phase II ainsi que les réactions de la phase I sont présentées en détail.

Il existe peu de renseignements sur les types de métabolites de HAP produits par les organismes aquatiques; la plupart des études traitent de la métabolisation du B[a]P dans le foie chez quelques espèces de poissons (Stegeman 1981). Les dérivés dihydrodiol, quinone et phénol formés chez les poissons semblent être apparentés aux métabolites observés chez les mammifères (Tableau 3-38); toutefois, on a moins étudié les divers types de métabolites oxydatifs primaires produits par des espèces typiques des divers embranchements d'invertébrés. Les quelques études effectuées sur le crabe (Callinectes sapidus) (Singer et al. 1980), la langouste (Panulirus argus) (James et Little 1980) et l'anatife (Balanus eberneus) (Stegeman et Kaplan 1981) ont indiqué qu'il y avait des différences entre les quantités relatives de phénols et de diols formées. On ne peut cependant faire aucune généralisation sur les différences entre les espèces, tant que l'on n'aura pas étudié des variables comme le sexe, l'âge, la saison et la présence d'inducteurs naturels ou artificiels dans le milieu ambiant. Quant à la diversité des enzymes de conjugaison, il semble que les poissons aient la même capacité que les mammifères de produire divers dérivés polaires, entre autres des glucuronides, des glucosides et des mercapturates, qui sont excrétés avec

Tableau 3-37. Présence et possibilité d'induction de l'aryl-hydrocarbure hydroxylase chez certaines espèces animales aquatiques (tiré avec modifications de Uthe 1979). Les signes ++ indiquent une activité plus élevée que celle chez d'autres espèces; le signe +, la présence d'une activité enzymatique; le signe -, l'absence d'une activité importante; le signe ?, qu'aucune étude n'a été effectuée.

| Espèces | Activité basale | Possibilité d'induction | Références |
|---|---|---|---|
| Zooplancton | | | Walters et al. (1979) |
| (Calanus finmarchius; | + | | |
| C. helgolandicus) | + | + | |
| Polychètes (Capitella capitata) | + | + | Lee (1976); Lee et Singer (1980) |
| (Nereis succinea) | + | + | Lee (1976); Lee et Singer (1980) |
| (N. virens) | + | + | Lee (1976); Lee et Singer (1980) |
| Arénicoles (Arenicola sp.) | - | - | Payne et May (1979) |
| Actinis (Metridium sp.) | - | - | Payne (1977) |
| Bigorneau (Littorina littorea) | + | - | Payne et May (1979) |
| Oursin (Strongylocentrotus drobachiensis) | + | - | Payne et May (1979) |
| Étoile de mer (Asterias sp.) | + | - | Payne et May (1979) |
| Moule commune (Mytilus edulis) | - | - | Vandermeulen et Penrose (1978) |
| Clam (Anodonta sp.) | - | - | Payne et May (1979) |
| Coquille St-Jacques (Placopecten sp.) | - | - | Payne (1977) |
| Mye (Mya arenaria) | - | - | Vandermeulen et Penrose (1978) |
| Huître plate (Ostrea edulis) | - | - | Vandermeulen et Penrose (1978) |
| Huître (Crassostrea virginica) | + | + | Anderson (1978) |
| Amphipodes (Gammarus sp.) | - | - | Payne (1977) |
| Crabe (Cancer irroratus) | -,+ | - | Payne (1977); Philpot et al. (1977) |
| Crabe bleu (Callinectes sapidus) | -,+ | ? | Philpot et al. (1977); Lee et al. (1976) |
| Crevette (Artemia salina) | - | ? | Payne (1977) |
| Homard (Homarus americanus) | -,+ | - | Payne (1977); Philpot et al. (1977) |
| Longouste (Panolirus argus) | - | - | Philpot et al. (1977) |
| Écrevisse (Cambarus sp.) | + | ? | Khan et al. (1972) |
| Calmar (Illex illecebrosus) | + | ? | Malins (1977) |
| Aiguillat commun (Squalus acanthias) | + | + | James et Bend (1980) |
| Requin (Ginglymostoma irratum) | + | ? | James et al. (1979b) |

Tableau 3-37. (Suite)

| Espèces | Activité basale | Possibilité d'induction | Références |
|---|---|---|---|
| Raie tachetée (Raja ocellata) | + | + | James et Bend (1980) |
| Raie hérisson (Raja erinacea) | + | ? | James et Bend (1980) |
| Raie étoilée (Raja radiata) | + | ? | Philpot et al. (1977) |
| Pastenaque (Dasyatis sabina) | + | + | James et Bend (1980) |
| Fondule (Fundulus heteroclitus) | ++ | + | Stegeman (1978); James et al. (1979b) |
| Plie rouge (Pseudopleuronectes americanus) | + | + | Bend et al. (1979) |
| Cardeau (Paralichtheyes lethostigma) | + | + | James et Bend (1980) |
| Anguille (Angilla rostrata) | + | + | Nava et Engelhardt (1980) |
| Malachigan d'eau douce (Archosargus probatocephalus) | ++ | + | James et Bend (1980) |
| Grand tambour (Pongonias cromis) | + | ? | Philpot et al. (1977) |
| Truit arc-en-ciel (Salmo gairdneri) | ++ | + | Gerhart et Carlson (1978); Förlin (1980) |
| Truite brune (Salmo trutta) | + | + | Ahokas et al. (1975) |
| Omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) | + | + | Payne (1977); Vandermeulen et Penrose (1978) |
| Capelan (Mallotos villosus) | + | + | Payne (1977) |
| Tanche-tautogue (Tautogolabrus adspersus) | + | + | Payne (1977) |
| Hareng (Chipea harengus) | + | ? | Payne (1977) |
| Morue (Gadus morhua) | + | + | Payne et Fancey (1982) |
| Chabot (Myoxocephalus sp.) | + | + | Payne et Fancey (1982) |
| Crapet arlequin (Lepomis macrochiros) | + | ? | Malins (1977) |
| Saumon coho (Onchorhynchus kisutch) | + | ? | Malins (1977); Schnell et al. (1980) |
| Sparidé (Stenotomus versicolor) | + | ? | Stegeman et al. (1979) |

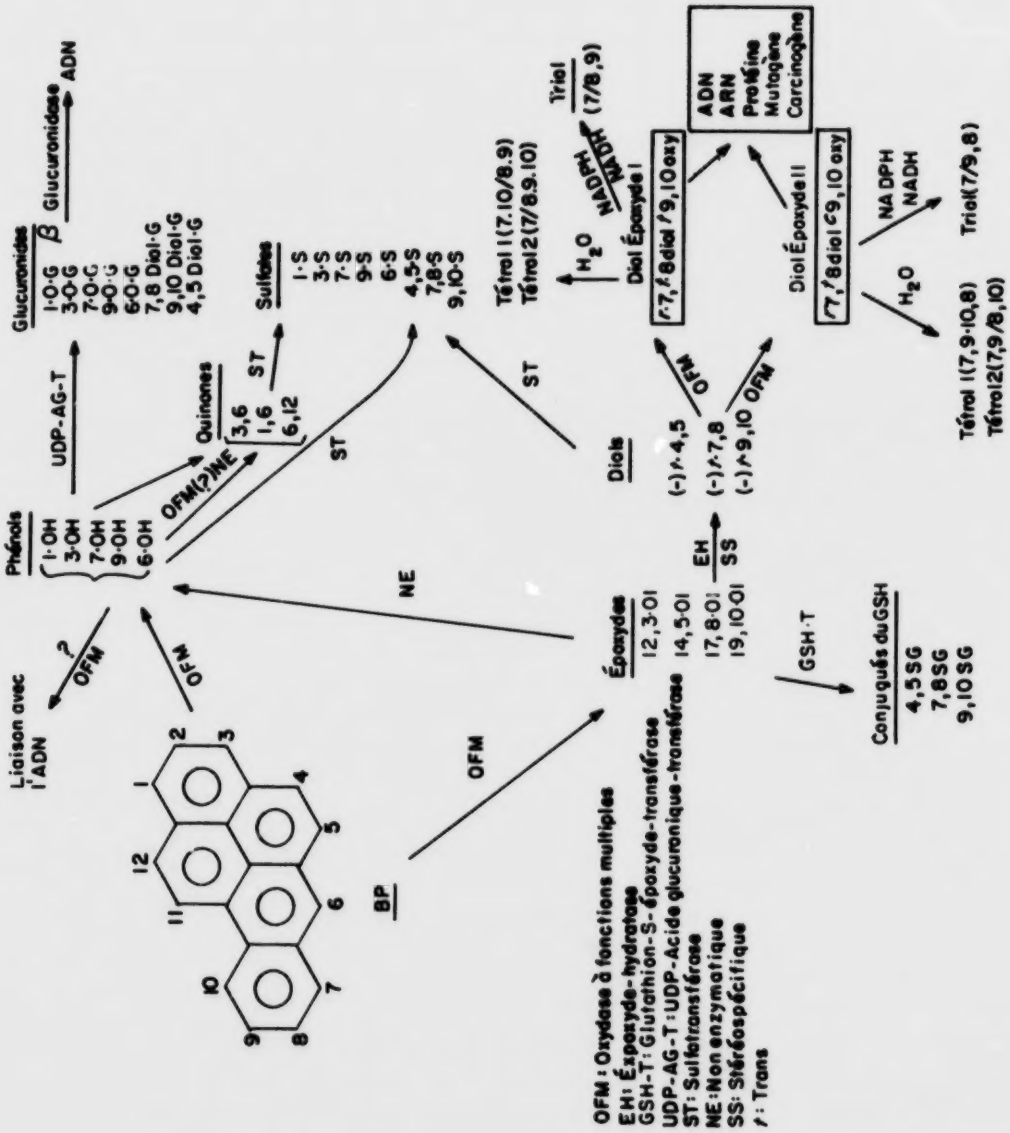



Figure 3-1. Métabolisme et activation du benzo[a]pyrène chez les mammifères (tiré de Gelboin 1980).

Tableau 3-38. Métabolites microsomiques du benzo[a]pyrène[α] (tiré de Stegeman 1981).

| Espèces | Traitement | Ensemble des métabolites (%) | | | | | | Activité totale (pmol $min^{-1}.mg^{-1}$) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | 9,10-Diol | 4,5-Diol | 7,8-Diol | Quinones | Phénol I | Phénol II | |
| Poisson | | | | | | | | |
| Raie hérisson[α] | Témoin | 9 | 4 | 15 | 4 | 18 | 50 | 44 |
| Raie hérisson | DBA | 11 | 1 | 13 | 26 | 17 | 32 | 740 |
| Sparidé[β,δ] | Témoin | 22 | ND | 33 | 27 | 3 | 14 | 1061 |
| Sparidé | 3-MC | 6 | ND | 12 | 16 | 11 | 55 | 2174 |
| Malachigan d'eau douce[γ] | Témoin | 22 | 5 | 21 | 15 | 12 | 12 | 503 |
| Malachigan d'eau douce | 3-MC | 12 | 2 | 22 | 11 | 9 | 19 | 2750 |
| Cardeau[γ] | Témoin | 26 | 3 | 27 | 12 | 12 | 12 | 90 |
| Cardeau | 3-MC | 26 | 2 | 32 | 9 | 3 | 17 | 810 |
| Fundulus heteroclitus[δ] | Aucun | 19 | 1 | 20 | 27 | 5 | 29 | 314 |
| Truite S. trutta[ε] | Aucun | 22 | 1 | 27 | 14 | 2 | 33 | 260 |
| Fundulus parvipinnis[ε] | Aucun | 18 | 3 | 20 | 8 | 7 | 45 | 134 |
| Crustacé | | | | | | | | |
| Anatife[η] | Aucun | 7 | ND | 14 | 1 | 19 | 58 | 13 |
| Mammifère | | | | | | | | |
| Rat[θ] | Témoin | 8 | 6 | 4 | 34 | 13 | 35 | 1156 |
| Rat | PB | 7 | 23 | 3 | 28 | 8 | 30 | 1393 |
| Rat | 3-MC | 18 | 6 | 14 | 19 | 6 | 36 | 4970 |

[α] Bend et al. 1979;

[β] Stegeman et Woodin 1980;

[γ] Stegeman 1983 (communication personnelle).

[δ] Stegeman 1983 (communication personnelle).

[ε] Stegeman 1983 (communication personnelle).

[ζ] Ahokas et al. 1979;

[η] Stegeman et Kaplan 1981;

[θ] Pezzuto et al. 1978.

Tous les résultats présentés ont été obtenus par dosage CLHP des métabolites du $^{14}C$-BP ou du $^{3}H$-BP. Abréviations: DBA, 1,2,3,4-dibenzanthracène; 3-MC, 3-méthylcholanthrène; PB, phénobarbital; ND, non décelé. Les termes phénol I et phenol II désignent les composés qui sont élués en même temps que le 9-OH-PB et le 3-OH-BP, respectivement.

la bile ou l'urine. Chez les vertébrés et les invertébrés aquatiques, la sulfoconjugaison peut aussi être importante, mais la base de données relatives aux enzymes de la phase II est très limitée.

Des études antérieures effectuées *in vivo* et *in vitro* sur des mollusques bivales n'ont pas réussi à montrer qu'il y avait métabolisation des HAP. Des résultats négatifs ont été rapportés par Lee *et al.* (1972a) qui n'ont pas décelé chez des moules la métabolisation du B[a]P injecté, et par Payne (1977) ainsi que par Payne et May (1979) qui n'ont trouvé aucun indice de métabolisation d'un certain nombre de composés aromatiques et hétérocycliques incubés avec des préparations tissulaires de bivalves d'eau douce et d'eau salée. Vandermeulen et Penrose (1978) ont rapporté des observations semblables après dosage de préparations homogénéisées de myes et d'huîtres entières. Anderson (1977) a cependant signalé la présence d'un faible taux de AHH dans la glande digestive d'huîtres. Anderson a dosé par radiométrie la quantité "totale" des métabolites marqués au $^{14}C$ dans des préparations microsomiques, alors que les dosages par fluorimétrie, effectués lors d'une étude *in vitro* antérieure, décelaient de façon préférentielle la présence de phénols, le métabolite principal étant en général le 3-OH-B[a]P. Des études récentes effectuées par Stegeman (1980) ainsi que Payne *et al.* (1983) ont aussi fait état de faibles taux d'activité chez diverses espèces de bivalves d'eau salée ou d'eau douce. Stegeman a aussi montré que l'activité mesurée par fluorimétrie était très faible chez deux espèces de moules (moins de 1 pmole de 3-OH-B[a]P.$min^{-1}$.$mg^{-1}$ de protéines). Par contre, l'activité trouvée dans les préparations tissulaires de poisson peut être plus élevée de 1-2 ordres de grandeur. Les études *in vivo* et *in vitro* indiquent donc que la capacité des bivalves à transformer les HAP est limitée. Cependant, il y a lieu de noter que l'emploi de divers tampons "stabilisants", semblables à ceux mis au point pour quelques espèces de crustacés (Lee *et al.* 1981), pourrait peut être améliorer l'activité catalytique des OFM.

On a fait état de l'activité enzymatique des OFM (Walters *et al.* 1979) dans des préparations tissulaires de quelques espèces de crustacés (entre autres, crabes et homards et, plus récemment, copépodes). On peut aussi supposer qu'il y a présence d'OFM chez les autres invertébrés marins lorsque des études *in vivo* ont montré qu'il y avait métabolisation des HAP. Les concentrations d'enzymes signalées à l'origine dans des tissus des crustacés étaient aussi très faibles, et l'on a suggéré que de telles activités pouvaient être dues à la présence de substances endogènes inhibitrices ou d'enzymes qui provoquent la dégradation. James *et al.* (1979b) ont rapporté que la teneur spécifique en cytochrome P-450 de la glande digestive de la langouste est la plus élevée parmi toutes les espèces étudiées (comparaison avec les téléostéens et les élasmobranches), alors que l'activité *in vitro* due aux oxygénases à fonction multiple (OFM) était plus faible de deux ordres de grandeur. Lee *et al.* (1981) ont amélioré la méthode de mesure de l'activité des OFM

dans les tissus des crustacés, mais il n'y a pas suffisamment de données pour généraliser les comparaisons avec les activités trouvées chez les poissons.

La présence de concentrations élevées de HAP dans des homards indique une capacité limitée de détoxication qui peut être reliée à la quantité d'OFM. Dunn et Fee (1979) ont signalé des concentrations élevées (281 $ng.g^{-1}$) de B[a]P dans les tissus comestibles de homards élevés dans des bassins créosotés; Sirota et al. (1982) mentionnaient aussi des concentrations très élevées de HAP (jusqu'à 88,1 $\mu g.g^{-1}$) dans des homards pêchés en Nouvelle-Écosse près d'un complexe de four à coke. Bien que beaucoup de paramètres anatomiques et physiologiques puissent influer sur la vitesse de dépuration, des études effectuées sur des poissons (p.ex., Varanasi et Gmur 1981) et des oiseaux (Peakall et al. 1980) ont montré que les espèces présentant une activité relativement élevée en OFM éliminent très rapidement les fortes doses d'hydrocarbure qui leur ont été administrées. À l'encontre des résultats obtenus avec les poissons et les oiseaux, Payne et May (1979) n'ont pas réussi à induire l'AHH chez des homards exposés de façon chronique à du pétrole pendant des périodes atteignant six mois.

On a aussi trouvé de faibles concentrations d'OFM dans des préparations tissulaires de quelques espèces représentatives appartenant à d'autres embranchements d'invertébrés, entre autres, les échinodermes et les annélides (Payne et May 1979; Lee et Singer 1980). Chez ces espèces, on n'a pas étudié les divers métabolites produits à partir de substrats modèles comme le B[a]P. On semble ne pas avoir étudié l'activité des OFM de nombreuses espèces d'invertébrés, entre autres, les classes suivantes: plathelminthes, némertes, rotifères, gastrotriches, nématodes, échiurides, brachiopodes, phoronidiens et chétognathes (Lee 1981). Il est intéressant de noter qu'un rapport récent de Zahn et al. (1982) n'a pas réussi à faire état de l'activité de l'AHH chez au moins une espèce d'éponge (embranchement des spongiaires ou des porifères).

### 3.4.2.3 Dégradation microbienne

Des données indiquent que certains microorganismes aquatiques (bactéries, champignons et algues) peuvent faire la dégradation enzymatique des HAP. Même si les échantillons environnementaux de sédiments et d'eau sont composés de population mixtes, on a trouvé que des populations simples, par exemple, des Pseudomonas (Barnsley 1975; Dean-Raymond et Bartha 1975) et des Flavobacterium (McKenna et Heath 1976) peuvent dégrader les HAP. De plus, Atlas (1977) a fait une revue des espèces bactériennes et fongiques, pouvant dégrader les hydrocarbures pétroliers, qui sont isolés le plus fréquemment. Les genres de bactéries comprennent Pseudomonas, Acinetobacter, Flavobacterium, Brevibacterium, Corynebacterium, Arthrobacter et Mycobacterium; les genres champignons incluent Cladosporium, Candida, Rhodotorula, Trichosporium et Torulopsis.

Certains des premiers travaux sur la dégradation microbienne (Sisler et Zobell 1947) décrivent l'oxydation complète en $CO_2$ de 6 HAP de masses moléculaires comprises entre celles du naphtalène et celle du dibenzanthracène (sans spécification des isomères) après incubation pendant 4 jours à 32°C avec des cultures mixtes de microorganismes d'origine marine. Les composés de faible masse moléculaire, comme l'anthracène et la phénanthrène, étaient alors dégradés plus complètement en $CO_2$ (respectivement 64 et 68%) que ne l'était le dibenzanthracène, un HAP pentacyclique (13%).

Le dosage des premiers produits décelables de la dégradation des HAP montre que les bactéries transforment ces composés en cis- dihydrodiols grâce à un système enzymatique de dioxygénase (Gibson et al. 1975; Gibson 1976), permettant l'incorporation dans le métabolite des deux atomes de l'oxygène moléculaire. La production d'un cis-dihydrodiol semble être l'étape nécessaire avant la scission enzymatique. Chez les animaux, la métabolisation des HAP se fait par le système enzymatique du cytochrome P-450 (mono-oxygénase) et produit des trans-dihydrodiols en faisant intervenir des intermédiaires réactifs, les oxydes d'arènes. Il existe aussi des données indiquant que le champignon terrestre, Cunninghamella elegans, fait la métabolisation du naphtalène, du B[a]P et du 7-méthylbenzo[a]anthracène jusqu'aux trans-dihydrodiols correspondants; il y aurait intervention d'un système enzymatique semblable aux mono-oxygénases des mammifères (Cerniglia et Gibson 1978; Cerniglia et al. 1982).

Chou et Bohonos (1979) ont observé des phénomènes de co-métabolisation (au cours d'un même processus, un hydrocarbure sert de substrat de croissance alors qu'est dégradé un second hydrocarbure ne pouvant pas servir de substrat de croissance). Comme seule source de carbone du milieu, un certain nombre de CAH contenant de l'azote et du soufre résistaient à la dégradation par des cultures microbiennes mixtes contenues dans des échantillons d'eau. L'addition de naphtalène ou d'anthracène comme co-substrat provoquait la dégradation du benzo[b]thiophène et du dibenzothiophène; l'addition de quinoléine à des cultures contenant de la benzo[f]quinoléine augmentait leur vitesse de dégradation. De même, McKenna et Heath (1976) ont isolé des espèces de Flavobacterium dégradant le B[a]P, le benzo[a]anthracène et le dibenzo[a,h]anthracène en présence d'une substance nutritive, le phénanthrène.

Les vitesses de dégradation des HAP peuvent être modifiées par beaucoup de facteurs, par exemple les conditions rédox, la température, la teneur en substances nutritives, la structure des sédiments et l'accessibilité biologique (Gardner et al. 1979; Brink 1981). Les constantes de vitesse obtenues en laboratoire en conditions expérimentales ne peuvent pas reproduire exactement toutes les variables observées dans l'environnement. Seules quelques-unes des constantes de vitesses publiées peuvent être extrapolées aux conditions environnementales.

Roubal et Atlas (1978) ainsi que Fedorak et Westlake (1981) ont décrit deux populations bactériennes marines pouvant dégrader les HAP à des températures respectives de 5 et de 8°C. Au cours des deux études, un supplément de sels nutritifs contenant de l'azote et du phosphore augmentait la vitesse de dégradation. Roubal et Atlas ont cependant montré que la dégradation microbienne pouvait se produire en conditions naturelles, sans supplément de sels nutritifs, dans des échantillons d'eau de la mer de Beaufort.

Delaune et al. (1981) ont étudié la dégradation du B[a]P dans des sédiments estuariens avec régulation du pH et des potentiels d'oxydoréduction. La dégradation du B[a]P était optimale en conditions aérobies (+ 500 mV) dans des sédiments dont le pH était 8,0. Gardner et al. (1978) ont noté que les vitesses de dégradation des HAP différaient d'un ordre de grandeur entre les sédiments de surface et ceux sous la surface additionnés de pétrole brut. Cette différence était moins prononcée dans les échantillons de sédiments contenant le polychète Capitella capitata. L'activité de ces vers pourrait contribuer à l'aération des sédiments et aux mélanges des sels nutritifs dans les sédiments, favorisant une croissance microbienne plus intense et, donc, une meilleure dégradation des hydrocarbures.

Dans diverses conditions, avec des populations microbiennes mixtes d'origine sédimentaire et aqueuse, on a fait la relation entre les structures des divers HAP et leur vitesse de dégradation (Walker et al. 1975; Herbes et Schwall, 1978; Lee et al. 1978; Roubal et Atlas, 1978; Fedorak et Westlake, 1981; Herbes, 1981; Readman et al. 1982). En général, le naphtalène était dégradé le plus rapidement et les temps d'oxydation augmentaient progressivement en fonction de la masse moléculaire. Lee et al. (1978) ont mesuré la vitesse de dégradation microbienne dans l'eau d'un enclos témoin et dans celle d'un enclos contaminé par du pétrole; ils ont trouvé que le méthylnaphtalène et le naphtalène étaient dégradés plus rapidement que le benzo[a]anthracène, le B[a]P ou l'anthracène. Readman et al. (1982) ont rapporté des taux de dégradation respectifs de 72 et de 0,035% dans le cas de naphtalène et de B[a]P dans des eaux estuariennes; ils ont prévu que, si la dégradation microbienne pouvait être le principal devenir du naphtalène dans l'estuaire, une forte résistance à l'activité microbienne et une grande affinité pour les particules provoquaient l'accumulation du B[a]P dans les sédiments de fond.

Herbes (1981) a comparé les constantes de vitesse de dégradation microbienne des HAP dans des échantillons d'eau et de sédiments d'un même cours d'eau en prélevant les témoins d'un point non pollué situé en aval (Tableau 3-39). Les constantes de vitesse de dégradation dans les sédiments étaient les plus élevées pour les HAP de faible masse moléculaire et diminuaient à mesure qu'augmentait la complexité des molécules. Le fait que les HAP pentacycliques (benzo[a]pyrène,

Tableau 3-39. Constantes de vitesse de dégradation (k) et demi-vies ($t_{\frac{1}{2}}$) pour des populations bactériennes mixtes dans l'eau et des sédiments provenant d'un même cours d'eau (tiré de Herbes 1981).

| | Sédiment | | Eau | |
|---|---|---|---|---|
| | $k(h^{-1})$ | $t_{\frac{1}{2}}$ | $k(h^{-1})$ | $t_{\frac{1}{2}}$ |
| Naphtalène | $7,6 \times 10^{-2}$ | 9 h | $3,2 \times 10^{-3}$ | 9 d |
| Anthracène | $1,6 \times 10^{-2}$ | 43 h | $2,0 \times 10^{-3}$ | 15 d |
| Benzo[a]anthracène | $3,3 \times 10^{-3}$ | 208 h | nd[α] | |
| Benzo[a]pyrene | $3,4 \times 10^{-4}$ | 83 h | nd | |
| Dibenzo[a,h]anthracène | $1,2 \times 10^{-4}$[β] | 166 h | nd | |
| Diméthylbenzo[a]anthracène | - | - | nd | |

[α] nd = non décelable.

[β] Un seul dosage.

dibenzo[a,h]anthracène) ne soient pas dégradés peut venir, en partie, d'une sorption tellement forte de ces composés sur les sédiments qu'ils sont très peu accessibles aux microorganismes présents dans l'eau interstielle (voir Section 3.4.2.1).

Herbes et Schwall (1978) ont calculé les constantes de vitesse de dégradation de plusieurs HAP par des cultures bactériennes mixtes provenant de sédiments fluviaux contaminés ou non par du pétrole (Tableau 3-40). Ces données indiquent que la dégradation est beaucoup plus rapide dans les sédiments du cours d'eau contaminé. Un certain nombre d'auteurs (Sherill et Sayler 1980; Chou et Bohonos 1979; Readman et al. 1982) ont indiqué que les populations microbiennes des emplacements ayant déjà été contaminés ont une plus grande capacité de biodégradation. Cela pourrait être dû soit à une plus grande biomasse microbienne, soit à une population microbienne contenant davantage d'individus pouvant dégrader les hydrocarbures.

Tableau 3-40. Constantes de vitesse de dégradation (k) et demi-vies ($t_{\frac{1}{2}}$) pour des populations bactériennes mixtes provenant de sédiments fluviaux contaminés ou non par du pétrole (tiré de Herbes et Schwall 1978).

| | Sédiments fluviaux contaminés | | Sédiments fluviaux non contaminés | |
|---|---|---|---|---|
| | $k(h^{-1})$ | $t_{\frac{1}{2}}$ | $k(h^{-1})$ | $t_{\frac{1}{2}}$ |
| Naphtalène | ,14 | 5 h | $<4 \times 10^{-4}$ | >72 d |
| Anthracène | $2,5 \times 10^{-3}$ | 12 d | $2,5 \times 10^{-4}$ | 115 d |
| Benzo[a]anthracène | $1,0 \times 10^{-4}$ | 288 d | $4,0 \times 10^{-6}$ | 20 a |
| Benzo[a]pyrène | $<3 \times 10^{-5}$ | >2½ a | $<3,0 \times 10^{-5}$ | >2½ a |

# 4.0 EFFETS SUR LE BIOTE AQUATIQUE

## 4.1 TOXICOLOGIE

### 4.1.1 TOXICITÉ AIGUË

On a effectué un certain nombre d'études de toxicité aiguë sur des espèces aquatiques avec certains composés, dont le naphtalène, constituant une portion importante de la fraction aromatique des pétroles bruts (Anderson et al. 1974a, b; Caldwell et al. 1977). On a étudié moins les composés de masse moléculaire élevée (> 3 cycles). Au Tableau 4-1, on donne la $CL_{50}$ de quelques HAP pour un certain nombre d'espèces. Pour plusieurs invertébrés marins, le naphtalène et quelques-uns de ces dérivés méthylés ont une toxicité aiguë allant de 1 à 5 $mg.L^{-1}$ et augmentant avec le degré d'alkylation du noyau aromatique (Ott et al. 1978). On a montré que la toxicité de quelques dérivés du fluorène et du phénanthrène était semblable à celle du naphtalène. Des études (qu'on ne traitera pas en détails) indiquent aussi que ce sont le naphtalène et les phénols, et non les HAP comportant plus de noyaux aromatiques, qui sont surtout responsables de la toxicité aiguë du pétrole (Anderson et al. 1974a; Rossi et al. 1976).

Des preuves circonstancielles de l'absence de toxicité aiguë des HAP de masse moléculaire élevée viennent d'essais au cours desquelles diverses espèces aquatiques ont été exposées à des concentrations assez élevées de ces composés, dans le but d'induire l'activité des OFM. Plusieurs chercheurs (p.ex., Philpot et al. 1977; Bend et al. 1979; James et Bend 1980) rapportaient avoir, sans aucun effet toxique apparent, injecté à divers espèces marines du dibenzo[a,c]anthracène à raison de 10 $mg.kg^{-1}$ ou du 3-méthylcholanthrène à raison de 21 $mg.kg^{-1}$. Des espèces d'eau douce comme la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri) ne présentaient également aucun effet après des injections de B[a]P allant parfois jusqu'au 30 $mg.kg^{-1}$ (Gerhart et Carlson 1978). L'eau et les sédiments contaminés par des concentrations élevées de HAP semblaient aussi n'exercer aucune toxicité aiguë pour un certain nombre de poissons et d'invertébrés (Lee et Singer 1979; Payne et May 1979).

Les carburants synthétiques, le pétrole et les sous-produits de combustion, renferment des quantités importantes de composés aromatiques hétérocycliques, y compris un certain nombre d'aza-arènes. On a étudié la toxicité aiguë de quelques-uns de ces composés pour l'organisme zooplanctonique Daphnia pulex (Tableau 4-2), et l'on a observé que la toxicité augmentait d'un ordre de grandeur environ avec l'addition d'un noyau aromatique à la structure (Southworth et al. 1978b). On a trouvé que la $CL_{50}$ (48 h) de la 6-méthylquinoléine pour Daphnia magna était dans la même plage de toxicité (Herbes et Beauchamp 1978). Les facteurs de bioconcentration de chaque composé augmentaient aussi avec la taille du noyau aromatique; les auteurs ont suggéré que la toxicité était probablement liée au potentiel de bioconcentration.

Tableau 4-1. Toxicité comparée des HAP pour les animaux aquatiques. Les valeurs indiquées sont les $CL_{50}$ exprimées en $mg.L^{-1}$ (l'astérisque * indique que le composé n'est pas toxique à l'intérieur des limites de solubilité; et le signe - indique qu'il n'existe aucune donnée).

| Composé | Copépode[α] (24-h) | Amphipode[β] (48-h) | Amphipode[γ] (96-h) | Polychètes[δ] (96-h) | Crevette[ε] (96-h) | Crevette[ζ] (96-h) | Larves de crabe[η] (96-h) | Crevette[θ] (24-h) | Cyprinodon[ι] (24-h) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Naphtalène | 3,8 | 5,0 | 2,7 | 3,8 | 2,4 | 2,6 | >2,0 | 2,5 | 2,4 |
| 1-Méthylnaphtalène | - | - | - | - | - | - | 1,9 | - | 3,4 |
| 2-Méthylnaphtalène | 1,5 | - | - | - | 1,1 | 1,7 | 1,3 | 0,7 | 2,0 |
| Diméthylnaphtalène | 0,9 | - | - | 2,6 | 0,7 | 0,7 | 0,6 | 0,08 | 5,1 |
| Triméthylnaphtalène | 0,3 | - | - | 2,0 | - | - | - | - | - |
| Phénanthrène | - | - | - | 0,6 | - | - | - | - | - |
| Méthylphénanthrène | - | - | - | 0,3 | - | - | - | - | - |
| Fluorène | - | - | - | 1,0 | - | - | - | - | - |
| Fluoranthène | - | - | - | 0,5 | - | - | - | - | - |
| Chrysène | - | - | - | * | - | - | - | - | - |
| B(a)P | - | - | - | * | - | - | - | - | - |
| 1,2,5,6-DBA | - | - | - | * | - | - | - | - | - |

[α] Eurytemora affinis, Ott et al. 1978.

[β] Parhyale sp., cité dans Lee and Nichol 1978.

[γ] Elasmopus pectenicrus, Lee et Nichol 1978.

[δ] Neanthes arenaceodentata, Rossi et Neff 1978.

[ε] Palaemonetes pugio, Neff et al. 1976.

[ζ] Palaemonetes pugio, Anderson et al. 1974b.

[η] Cancer magister, Caldwell et al. 1977.

[θ] Penaeus aztecus, Anderson et al. 1974b.

[ι] Cyprinodon variegatus, Anderson et al. 1974b.

Tableau 4-2. Toxicité ($CL_{50}$, 24 h) et facteurs de bioconcentration (FBC) de certains azaarènes pour l'organisme zooplanctonique Daphnia pulex (tiré de Southworth et al. 1978).

| Composé | $CL_{50}$ ($\mu g.L^{-1}$) | FBC |
|---|---|---|
| Benzo[a]acridine | 0,4 | 350 |
| Acridine | 2,9 | 30 |
| Isoquinoléine | 39,9 | 2,5 |

Le pétrole est riche en hydrocarbures relativement toxiques dérivés du naphtalène et, d'après la littérature, il est raisonnable de supposer qu'on peut leur attribuer en partie la toxicité aiguë associée à des apports environnementaux aussi important que les déversements pétroliers. Les études laissent aussi penser que les HAP de masse moléculaire élevée jouent probablement un rôle mineur dans la toxicité aiguë. Les concentrations de HAP qu'on a trouvées toxiques pour les animaux aquatiques sont en général beaucoup plus élevées que celles dans le milieu aquatique, sauf celles observées dans les zones avoisinantes immédiates des déversements pétroliers.

Selon les quelques données existantes, les CAH, (p.ex. les azaarènes) peuvent, à la suite de la mise au point de divers carburants synthétiques, devenir plus importants dans l'environnement canadien et avoir un potentiel de toxicité aiguë considérable, plus particulièrement dans les environnements d'eau douce.

### 4.1.2 TOXICITÉ SUB-LÉTALE

Au cours d'études en laboratoire sur les HAP, on a obtenu divers types de réactions sub-létales. Lorsqu'on évalue l'importance des effets sub-létaux ou du stress causés par des contaminants, il est important de distinguer entre ceux correspondant à la plage ordinaire de réactions de l'organisme étudié et ceux qui menacent vraiment la survie de l'organisme ou de l'espèce. Selye (1976, 1977) a développé et revu le rôle du stress dans la survie des organismes; des expériences assez complexes sur les doses administrées en fonction du temps sont nécessaires pour évaluer adéquatement si la réaction de l'animal correspond à sa capacité habituelle ou s'il est en état de s'effondrer (p.ex. Freeman et al. 1982). Les études sur le stress sont rendues plus complexes par les effets de la manutention de l'échantillonnage. Bouck et Ball (1966) ainsi que Love (1970) ont indiqué que ces techniques expérimentales sont souvent à l'origine de modifications importantes des paramètres sanguins des poissons. Récemment, on a revu les problèmes liés à l'utilisation et à l'interprétation des observations relatives aux effets sub-létaux chez divers organismes (cf. Uthe et al. 1980).

#### Bactéries

Des concentrations relativement élevées de HAP semblent affecter la croissance bactérienne. Par exemple, Hass et Applegate (1975) ont étudié les effets de plusieurs HAP sur Escherichia coli; ils ont noté que des concentrations élevées (dans la plage allant de $10^{-7}$ à $10^{-5}$ M) inhibent généralement la croissance bactérienne. En plus du naphtalène et de ses dérivés, Calder et Lader (1976) ont aussi étudié les effets d'un certain nombre de HAP de masse moléculaire élevée sur deux espèces de bactéries marines ne dégradant pas les hydrocarbures. Dans des conditions expérimentales, le phénanthrène et le B[a]P ainsi que le naphtalène et ses

dérivés diminuaient le taux de croissance de Serratia marinorubra et de Vibrio parahaemolyticus. Par contre, on a trouvé que le pyrène stimulait la croissance bactérienne. L'importance de l'inhibition (effet toxique) était fonction de deux paramètres, soit la concentration d'exposition et la toxicité propre des composés. Ainsi, à cause de la toxicité plus grande, du B[a]P, une concentration de 0,02 µM (5 $\mu g.L^{-1}$) a un effet toxique semblable à celui de 100 µM (12,8 $mg.L^{-1}$) de naphtalène.

Plantes

Dans la plage de 10-20 $\mu g.L^{-1}$, plusieurs HAP stimulaient la croissance de diverses espèces d'algues d'eau douce (Graf et Nowak 1966); Boney et Corner (1962) ont rapporté des résultats semblables lors d'étude sur la germination d'Antihamnion, une algue marine rouge. Cependant, on a aussi observé que des concentrations relativement fortes de HAP (≥ 0,3 $mg.L^{-1}$) inhibaient la croissance des rejetons des spores de A. plumaria. Bastian et Toetz (1982) ont noté que les HAP avaient des effets variables sur la biomasse de l'algue bleue Anabaena flos-aquae. A toutes les concentrations comprises entre 10 et 96% de la concentration de saturation (jusqu'à 14 $mg.L^{-1}$), le naphtalène stimulait la croissance, le pyrène n'avait aucun effet, et le phénanthrène, le fluorène, le chrysène ainsi que le benzanthracène inhibaient la croissance.

Chez Chlorella vulgaris exposée à des concentrations de naphtalène comprises entre 3 et 30 $mg.L^{-1}$, la division cellulaire était inhibée, mais l'algue semblait se rétablir rapidement après une exposition de 1 ou 2 jours (Kauss et Hutchinson 1975). Des concentrations aussi élevées de naphtalène inhibaient la photosynthèse chez Chlamydomonas (Kauss et al. 1973). Vandermeulen et Ahern (1976) ont aussi noté qu'il y avait inhibition de la photosynthèse chez les algues marines unicellulaires exposées à une teneur en naphtalène de 1 $mg.L^{-1}$; cependant, lorsque les cellules étaient remises en suspension dans un milieu exempt de naphtalène, la vitesse de photosynthèse redevenait normale après quelques heures. Une teneur en naphtalène de 10 $\mu g.g^{-1}$ inhibait (d'après l'assimilation de $^{14}CO_2$ observée) jusqu'à 50% de la photosynthèse dans un mélange naturel de phytoplanctons d'eau douce et jusqu'à 37% chez un phytoplancton marin (Kusk 1981). À une concentration de 1,0 $\mu g.g^{-1}$, le phénanthrène réduisait respectivement jusqu'à 50% et 14% l'activité photosynthétique de deux populations. À presque toutes les concentrations, les effets inhibiteurs du naphtalène et du phénanthrène étaient plus forts chez les populations d'algues marines. On a trouvé que les composés aromatiques contenus dans les effluents d'une usine de transformation du charbon provoquaient à court terme l'inhibition de la photosynthèse chez l'algue Selenastrum capricornutum (Giddings 1979). Les concentrations étaient exprimées en pourcentage de la concentration d'une solution saturée pour la plupart des composés étudiés, de sorte que il est difficile de comparer les toxicités en fonction du rapport masse/volume sans les constantes de solubilité. Parmi les composés étudiées il y avait des quinones, des amines, des phénols, des HAP, des thiophènes et des aza-

arènes, qui affectaient tous la photosynthèse des algues. Il est important de noter que les effets à court terme sur la croissance et la photosynthèse observés au cours d'études en laboratoire avec des algues unicellulaires appuient les observations faites aux sites de déversement de pétrole où des effets transitoires ont aussi été rapportés sur la productivité primaire (Smith 1968; Straughan 1971).

Échinodermes

Il y a eu quelques rapports sur les effets des HAP sur le développement embryonnaire d'oursins. D'après Bresch et al. (1972), l'oursin Psammechinus miliaris n'était pas affecté par une teneur en B[a]P de 1-2 $\mu g.mL^{-1}$ (administré avec de l'albumine), lorsque l'exposition débutait après la fertilisation. Ceas (1974) a fait des observations analogues avec des oeufs fraîchement fertilisés d'oursins (Paracentrotus lividus) exposés à une concentration de B[a]P de 5 $\mu g.mL^{-1}$ dans le serum. On a noté des effets sur le développement embryonnaire au cours d'expositions chroniques. Par exemple, on observait des anomalies chez les embryons de P. lividus exposés à $10^{-5}$ M de 7,12-diméthylbenzanthracène qui est un produit cancérogène.

Mollusques

Un certain nombre d'études ont abordé les effets sub-létaux des HAP ou de mélanges, comme le pétrole, contenant des HAP. Chez des mollusques exposés de façon chronique, in situ ou en laboratoire, à des concentrations assez faibles de pétrole, on a observé diverses réactions comme des modifications des lipides cellulaires, du nombre des granules lysosomiques et de la vitesse de croissance de la coquille (p.ex., Gilfillan et Vandermeulen, 1978; Wolfe et al. 1981). On ne fera pas la revue détaillée de ces études, mais il est permis de faire l'hypothèse que les HAP, surtout ceux de faible masse moléculaire, peuvent avoir concouru à certains des effets observés. Par exemple, il est spécialement intéressant de noter que le ralentissement de la croissance tissulaire et cellulaire observé chez des bivalves (Gilfillan et Vandermeulen 1978) pêchés au site de déversement du pétrolier Arrow en Nouvelle-Écosse était dû à du fuel lourd n° 6 (Bunker), pauvre en composés aromatiques monocycliques, mais très riche en HAP (voir Section 3.2.2.2.1).

D'après les résultats d'essais effectués en laboratoire avec des HAP, le rythme cardiaque diminuait chez des moules (Mytillus californianus) exposées à des concentrations très élevées de B[a]P (10 $mg.L^{-1}$) (Sabourin et Tullis 1981). Des études préliminaires d'un certain nombre de paramètres immunologiques chez la praire, Mercenaria mercenaria, (Anderson 1981) ont montré que des expositions prolongées (18 semaines) et des expositions à de faibles doses de B[a]P (non indiquées) diminuaient la capacité globale du mollusque d'éliminer une dose normale de bactéries qui lui avait été injectée. Ce qui est encore plus à propos, Moore et al. (1978) notaient la relation entre la dose de plusieurs HAP typiques

injectés à des moules et la déstabilisation de la membrane lysosomique de leurs cellules digestives. On a aussi montré que des expositions de courte durée à de faibles concentrations d'hydrocarbures pétroliers dans l'eau de mer déstabilisaient les membranes liposomiques (Widdows et al. 1982). Voici d'autres réactions qui sont modifiées de façon importante par des expositions à cours terme (4 semaines) ou à long terme (5 mois): taux de consommation d'oxygène et d'aliments, taux d'excrétion, capacité de croissance et importance de la taille des cellules digestives, et activités spécifiques de plusieurs enzymes. Ces résultats sont particulièrement intéressants, car les réactions ont été obtenues à la suite d'exposition à des concentrations d'hydrocarbures possibles dans l'environnement.

Crustacés

La plupart des observations faites en laboratoire sur les effets sub-létaux des HAP l'ont été sur diverses espèces de crustacés. Ott et al. (1978) ont étudié les effets sub-létaux du naphtalène et de ses dérivés méthylés sur un copépode estuarien, Eurytemora affinis; ils ont observé que des concentrations d'environ 10 $\mu g.L^{-1}$ provoquaient une réduction importante de la longévité et de la capacité de reproduction des femelles. On a étudié l'effet des HAP sur la vitesse de sédimentation de la balane (Balanus amphitrite niveus) (Donahue et al. 1977) (Tableau 4-3). Les composés aromatiques bicycliques étaient plus toxiques que les composés tricycliques, à l'exception de l'anthracène qui n'était pas toxique probablement à cause de sa solubilité relativement faible dans l'eau.

La variation des facteurs environnementaux peut jouer un rôle important dans la variabilité de la toxicité des HAP. Laughlin et Neff (1979, 1980) ont étudié l'interaction entre la salinité, la température et l'exposition au phénanthrène ou au naphtalène, et la vitesse de développement de larves du crabe Rhithropanopeus harrisii. La toxicité du naphtalène était bien inférieure à celle du phénanthrène, surtout à température élevée (30°C) et à faible salinité (5‰). Dans la réduction de la tolérance des animaux au phénanthrène, la température était un facteur assez marginal, mais la faible salinité était un facteur prédominant. Chez les organismes estuariens, il est important de considérer ces résultats, car tout facteur réduisant la tolérance dans des conditions de faible salinité pourrait être nuisible à la survie de la population.

Des études ont montré que certains crustacés sont assez peu sensibles aux HAP toxiques de faible masse moléculaire. Par exemple, la survie du crabe dormeur du Pacifique (Cancer magister) n'était pas affectée par une exposition chronique à des concentrations de naphtalène de 10-170 $\mu g.L^{-1}$ (Caldwell et al. 1977); de même, l'exposition de la crevette Palaemonetes pugio à des concentrations de phénanthrène de 25-100 $\mu g.L^{-1}$ n'avait aucun effet sur la survie des larves (Young 1977).

Tableau 4-3. Effets de certains HAP sur la balane (Balanus amphitrite niveus) (tiré de Donahue et al. 1977).

| Composé | Valeur de la $DE_{50}$ (1 h)[α] | |
|---|---|---|
| | Concentration (%) d'une solution saturée dans l'eau de mer (30 °/oo) | µg.g$^{-1}$ d'eau de mer[β] |
| Naphtalène | 13 | 2,6 |
| Diméthylnaphtalène | 6 | ,14 |
| Fluorène | 44 | ,35 |
| Phénanthrène | 70 | ,42 |
| Anthracène | aucun effet | - |

[α] Concentration de HAP à laqeulle la moitié des larves se déposent après une exposition d'une heure.

[β] Données sur la concentration de saturation dans l'eau de mer (32 °/oo à 22°C) servant à la transformation en µg.g$^{-1}$ d'eau de mer, tirées de Rossi et Neff (1978).

La croissance était réduite chez les larves de cette même crevette exposées au phénanthrène, mais les animaux récupéraient à leur retour en eau propre. Cette inhibition transitoire de la croissance est probablement due à des effets comme la diminution du taux d'alimentation et/ou l'augmentation générale du taux de respiration.

Poissons

On a fait quelques études sur les effets chroniques du pétrole sur les poissons. Payne et al. (1978a) ont noté des modifications de la taille des testicules, du diamètre du cristallin et de la chlorémie, mais ils n'ont pas observé de dégénérescence des tissus chez des poissons exposés pendant 5 mois à du pétrole à raison de $\simeq 1$ mg.$L^{-1}$. Chez la plie rouge (Pseudopleuronectes sapidus) exposée à des sédiments contaminés par du pétrole, on a observé une hypertrophie du foie, caractérisée par une augmentation de la teneur en lipides (Fletcher et al. 1982). Les concentrations de pétrole ayant servi à cette dernière expérience étaient assez élevées (2000-4000 $\mu g.g^{-1}$), mais on peut s'attendre à des concentrations similaires dans les sédiments intertidaux/côtiers fortement imprégnés de pétrole. Il est cependant intéressant de noter que les effets observés diminuaient chez des animaux esposés à des concentrations de pétrole altéré atteignant 2000 $\mu g.g^{-1}$ dans les sédiments. Le pétrole altéré est riche en composés de masse moléculaire élevée, y compris en HAP, et pauvre en composés aromatiques monocycliques qui sont toxiques (p.ex. Boehm et al. 1981), ce qui laisse supposer que les concentrations de HAP dans les sédiments doivent être assez élevées avant que des effets nocifs ne se produisent chez les poissons de fond. On a tenté, sans y parvenir, d'induire des effets sur la reproduction chez la truite, par addition, pendant des périodes prolongées, de concentrations très élevées (0,1%) de pétrole brut à leur alimentation (Hodgins et al. 1977a). On a trouvé que l'ingestion de B[a]P, 5 heures avant le frai, affectait la capacité de reproduction du balai (Hippoglossoides elassodon) (Hose et al. 1981). On a noté que le taux d'éclosion des oeufs de femelles dont les aliments contenaient du B[a]P (11,9%) était moindre que chez des témoins (56,6%); de plus, l'incidence des anomalies embryonnaires passait de 1,6% à 5,6%. On ne notait aucune différence de croissance ou de comportement entre les larves des deux groupes. Ces résultats sont aussi spécialement intéressants, car les effets sub-létaux sur la reproduction des poissons ont une importance écologique toute particulière.

Oiseaux aquatiques

Les oiseaux aquatiques peuvent être exposés aux HAP contenus dans les nappes superficielles de pétrole brut et de pétrole raffiné. Le pétrole retenu par le plumage, les pattes ou les matériaux du nid peut être transféré aux oeufs durant l'incubation ou ingéré lorsque l'oiseau nettoie ses plumes avec son bec. Bien que la plupart des recherches sur les effets sub-létaux traitent des effets du pétrole brut et du fuel-oil, plusieurs études ont indiqué que la toxicité des pétroles vient de la

fraction aromatique (Albers 1977; Hoffman 1979; Hoffman et Gay 1981; Peakall et al. 1982; Ellenton 1982). Albers (1977) a trouvé que l'application de fuel-oil en quantités de l'ordre du µL à la surface des oeufs était embryotoxique pour le canard malard (Anas platyrhynchos). L'application d'un mélange d'hydrocarbures aliphatiques n'ayant qu'un faible effet, l'auteur a conclu que les effets embryotoxiques du pétrole brut provenaient d'autres substances. Des expériences effectuées par Hoffman (1979) ont indiqué que l'application, à la surface d'oeufs de canards malards le troisième jour de l'incubation, de 20 µL d'un mélange typique des hydrocarbures aromatiques présents dans le pétrole brut faisait passer la proportion d'embryons viables de 98% (témoins non traités et témoins traités avec des hydrocarbures aliphatiques) à 42%. Le pourcentage de survivants anormaux passait de 4 à 18. L'application de certains cas hydrocarbures aromatiques, seuls ou en mélange, avait un effet soit nul soit faible. L'addition au mélange aromatique de HAP (chrysène, B[a]P et 7,12-diméthylbenzo[a]anthracène (DMBA)) augmentait fortement ses effets embryotoxiques et tératogènes dans l'ordre suivant: DMBA > B[a]P > chrysène (Hoffman et Gay 1981).

L'administration de 1 mL pétrole brut de Prudhoe Bay, ou de sa fraction aromatique de masse moléculaire élevée, diminuait le taux de croissance et augmentait la masse de la glande nasale et de la glande surrénale de goélands argentés (Larus argentatus) encore au nid (Peakall et al. 1982). Par contre, la fraction aromatique de masse moléculaire faible, composée principalement de HAP bicycliques et tricycliques, n'avait aucun effet important sur le paramètre mesuré.

### 4.1.3 MUTAGENÈSE-CARCINOGENÈSE

L'inquiétude manifestée à l'égard des HAP découle surtout de leur potentiel cancérogène. Au Tableau 4-4, on donne le pouvoir cancérogène relatif de certains HAP et aza-arènes (USNAS 1972). Selon la relation générale entre la structure et l'activité cancérogène, l'activité des HAP à 4, à 5 ou à 6 cycles est plus grande que celle des composés de masse moléculaire plus faible (anthracène, phénanthrène) ou plus élevée (coronène).

Quand on traite des HAP, on insiste habituellement sur la cancérogenèse, mais il importe de noter que la mutagenèse et la tératogenèse sont aussi des manifestations importantes; au niveau cellulaire, la toxicité pourrait, dans les trois cas, procéder de mécanismes semblables. On croit qu'il faut faire une activation métabolique pour que les HAP exercent un effet cancérogène (et peut-être mutagène et tératogène): la cancérogenèse serait induite par la fixation de métabolites électrophiles réactifs sur les constituants cellulaires critiques (Wislocki et al. 1976). On a aussi suggéré que l'activité photodynamique des HAP était un mécanisme possible de leur activation (Morgan et Warshawsky 1977). On a tenté de définir les mécanismes d'action en proposant des relations structure-

Tableau 4-4. Pouvoir cancérogène relatif de certains HAP et azaarènes chez les mammifères (-, non cancérogène; ±, pouvoir cancérogène incertain ou faiblement cancérogène; +, cancérogène; ++, +++, ++++, fortement cancérogène) (tiré de USNAS 1972).

| Composé | Nombre de cycles | Pouvoir cancérogène |
|---|---|---|
| Anthracène | 3 | - |
| Benzo[a]anthracène | 4 | + |
| 7,12-diméthylbenzo[a]anthracène | 4 | ++++ |
| Dibenzo[a,j]anthracène | 5 | + |
| Dibenzo[a,h]anthracène | 5 | +++ |
| Dibenzo[a,c]anthracène | 5 | + |
| Phénanthrène | 3 | - |
| Benzo[c]phénanthrène | 4 | +++ |
| Fluorène | 3 | - |
| Benzo[a]fluorène | 4 | - |
| Benzo[b]fluorène | 4 | - |
| Benzo[c]fluorène | 4 | - |
| Dibenzo[a,g]fluorène | 5 | + |
| Dibenzo[a,h]fluorène | 5 | ± |
| Dibenzo[a,c]fluorène | 5 | + |
| Fluoranthène | 4 | - |
| Benzo[b]fluoranthène | 5 | ++ |
| Benzo[j]fluoranthène | 5 | ++ |
| Benzo[k]fluoranthène | 5 | - |
| Benzo[m,n,o]fluoranthène | 5 | - |
| Acéanthrylène | 3 | - |
| Benzo[j]acéanthrylène (cholanthrène) | 4 | ++ |
| 3-méthylcholanthrène | 4 | ++++ |
| Naphtalène | 4 | - |

Tableau 4-4. (Suite)

| Composé | Nombre de cycles | Pouvoir cancérogène |
|---|---|---|
| Pyrène | 4 | - |
| Benzo[a]pyrène | 5 | +++ |
| Benzo[e]pyrène | 5 | - |
| Dibenzo[a,l]pyrène | 6 | ± |
| Dibenzo[a,h]pyrène | 6 | +++ |
| Dibenzo[a,i]pyrène | 6 | +++ |
| Dibenzo[cd,jk]pyrène | 6 | - |
| Indéno[1,2,3-cd]pyrène | 5 | + |
| Chrysène | 4 | ± |
| Dibenzo[b,def]chrysène | 6 | ++ |
| Dibenzo[def,p]chrysène | 6 | + |
| Dibenzo[def,mno]chrysène (ananthrène) | 6 | - |
| Pérylène | 5 | - |
| Benzo[ghi]pérylène | 6 | - |
| Coronène | 7 | - |
| Acridine | 3 | - |
| Dibenzo[a,j]acridine | 5 | ++ |
| Dibenzo[a,h]acridine | 5 | ++ |
| Dibenzo[c,h]acridine | 5 | ± |
| Carbazole | 3 | - |
| Benzo[a]carbazole | 4 | ± |
| Dibenzo[a,g]carbazole | 5 | ± |
| Dibenzo[c,g]carbazole | 5 | +++ |
| Dibenzo[a,j]carbazole | 5 | ± |

activité dont la plus actuelle est "la théorie de la baie". La "baie" dans un hydrocarbure aromatique est la région angulaire encombrée comprise entre les positions 4 et 5 de la molécule de phénanthrène (voir Annexe I). Les époxydes situés en partie dans la baie sont extrêmement réactifs (Jerina et al. 1977), et l'activité mutagène de diols-époxydes qui s'y trouvent est encore plus grande (Wislocki et al. 1976). Ces composés sont ceux qui donnent le plus facilement des carbocations benzyliques; Jerina et al. (1977) suggèrent que cette propriété peut être un bon indice de la réactivité biologique. Pour plus de renseignements dans ce domaine, on renvoie le lecteur à des revues récentes (p.ex. Gelboin 1980; Zedeck 1980).

Des études sur les mammifères ont montré que les oxygénases à fonction multiple (OFM) jouent un rôle dans l'activation des hydrocarbures aromatiques en métabolites mutagènes, cancérogènes et cytotoxiques spécifiques. Des études récentes effectuées sur des poissons ont montré aussi que les métabolites du B[a]P peuvent former des liaisons covalentes avec des macromolécules cellulaires, tout aussi bien in vitro (Ahokas et al. 1976; Varanasi et Gmur 1980) qu'in vivo (Varanasi et al. 1981). On sait, d'après des études sur les mammifères, que de nombreux HAP ne donnent pas de métabolites cancérogènes et mutagènes, et que seuls certains métabolites cancérogènes connus sont actifs. Jusqu'à présent, les études biochimiques portant sur la formation de métabolites réactifs chez les poissons se sont aussi limitées à la fixation de composés uniques (notamment le benzo[a]pyrène qui est un agent mutagène et cancérogène puissant). On n'a pas effectué d'études en laboratoire sur les effets chroniques des HAP sur les moules, mais Neff (1979) laisse entendre que de telles études pourraient fournir des renseignements importants sur l'induction de la carcinogenèse par les HAP, car: 1) on a, jusqu'ici, trouvé que l'activité des OFM est très faible chez la majorité des mollusques bivalves et ces enzymes seraient donc incapables d'activer métaboliquement les HAP; et 2) on a fait état de populations de bivalves, dont certaines venaient de régions polluées par le pétrole, chez qui l'incidence des néoplasmes était très élevée (voir Section 4.2.4).

Il est encore plus important de noter que les HAP existent dans l'environnement sous forme de complexes et que, par conséquent, les réactions biologiques de chacun des HAP peuvent être modifiées par des HAP non cancérogènes. Par exemple, l'absorption par les organismes de HAP non cancérogènes peut altérer, prévoit-on, la formation de métabolites réactifs par les OFM.

Les animaux aquatiques possèdent d'autres systèmes enzymatiques que les OFM, qui peuvent influer sur la vitesse de production ou de dégradation des métabolites réactifs des HAP (p.ex., époxyde-hydratases, glutathion-S-transférases) (James et al. 1979b); on peut aussi s'attendre à ce que ces enzymes jouent un rôle important dans la toxicité. On ne sait pas encore si leur concentration dépend de facteurs intrinsèques ou de facteurs extrinsèques.

Les épreuves à court terme permettant d'évaluer le pouvoir mutagène sont utiles pour déceler les agents cancérogènes donnant des électrophiles réactifs; en fait, une des principales théories de la carcinogenèse laisse supposer que la mutagenèse cellulaire est une étape nécessaire à l'activation des transformations cellulaires (Wilson 1981). Plusieurs études effectuées sur des poissons d'eau salée et d'eau douce ont montré, à la suite d'épreuves à court terme, que les enzymes du foie de poisson sont capables de transformer des HAP en agents mutagènes par bioactivation (Ahokas et al. 1976; Payne et al. 1978b; Kurelec et al. 1979; Melius et al. 1980) (Tableau 4-5). Lindmark (1981) a observé l'activation du 2-aminofluorène par un cilié marin, mais il est possible que l'activation de ces amino-HAP ne fasse pas intervenir les OFM. Il ne semble pas qu'on ait étudié d'autres tissus que ceux du foie chez le poisson ni aucun des divers tissus des invertébrés pendant les épreuves à court terme servant à évaluer le pouvoir mutagène avec des HAP modèles comme le B[a]P.

Le fait que les HAP d'origine pétrolière puissent avoir un effet cancérogène important en milieu marin suscite une certaine inquiétude (p.ex. Zobell 1971). Payne et al. (1979) ont soumis des fractions enrichies de HAP prélevées dans un grand nombre de différents types de pétroles à l'épreuve d'Ames avec Salmonella typhimurium; cette épreuve a montré qu'aucune de ces fractions n'était mutagène (capable au moins de doubler le nombre de colonies subissant une réversion à la suite de l'application à diverses concentrations sub-toxiques). D'autres groupes ont signalé des résultats semblables au cours d'épreuves servant à mesurer le pouvoir mutagène de pétroles bruts (Pelroy et al. 1981), de sables bitumineux (Shahin et Fournier 1978) et d'extraits de charbon (Stahl et al. 1983). On a néanmoins montré que des pétroles bruts possédaient une activité mutagène qui était souvent faible dans ceux fractionnés à divers degrés (Ellenton et Hallett 1981). Il est probable que lorsqu'on mesure l'activité mutagène de mélanges complexes, les traces de HAP mutagènes, comme le B[a]P, présents dans le pétrole sont masquées efficacement par la présence d'un grand nombre de composés non mutagènes. Des études sur les sous-produits de combustion et sur le B[a]P sont venues appuyer cette hypothèse, car leur activité était inhibée de façon très efficace en présence d'extraits de pétrole (Hermann et al. 1980; Rahimtula et al. 1982). Ces effets antimutagènes pourraient venir d'une inhibition compétitive par de nombreux substrats potentiels au moment de l'activation enzymatique. Au cours d'études sur le cancer effectuées chez des mammifères, on a aussi montré que, en présence de HAP non cancérogènes, il y a inhibition de la carcinogenèse induite par les HAP (p.ex. Schmeltz et al. 1978). Toutefois, on peut aussi supposer des conditions dans lesquelles des HAP non cancérogènes accélèrent la carcinogenèse (par exemple, par des mécanismes comme l'induction enzymatique des OFM). En ce qui concerne le milieu aquatique, il est important de noter qu'on se trouve en présence de mélanges complexes de HAP et non de composés simples; on peut donc s'attendre à ce que l'interaction des composés joue un rôle important dans tous les cas où la mutagenèse/carcinogenèse sont possibles.

Tableau 4-5. Bioactivation de HAP en agents mutagènes par des animaux aquatiques (d'après l'épreuve d'Ames (Salmonella/microsomes) pour mesurer le potentiel mutagène à court terme).

| Composé | Espèce | Référence |
|---|---|---|
| Huile à moteur usée | truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri) | Payne et al. (1978b) |
| Benzo[a]pyrène | touladi (Salmo trutta lacustris) | Ahokas et al. (1976) |
| 2-Acétylaminofluorène | " | " |
| Benzo[a]pyrène | carpe (Cyprinus sp.) muge cabot (Mugil cephalus) | Kurelec et al. (1979) |
| 2-Aminofluorène | cilié marin (Parauronema acutum) | Lindmark (1981) |
| 2-Acétylaminofluorène | " | " |

À l'encontre des résultats obtenus au cours des épreuves servant à mesurer le pouvoir mutagène avec des fractions de pétrole enrichies de HAP, bon nombre d'études ont indiqué que des extraits bruts de suie de moteur diesel et de moteur à essence, ainsi que l'huile à moteur usée sont des sources riches en agents mutagènes puissants (Payne et al. 1978b; Wang et al. 1978; Löfroth 1980). Certains de ces agents mutagènes ont une action directe alors que d'autres semblent nécessiter l'activation par les OFM. La découverte du fait que les hydrocarbures produits par combustion peuvent contenir des agents mutagènes puissants présente un intérêt bien particulier, car des concentrations assez élevées de ces composés pénètrent dans le milieu aquatique par ruissellement urbain ou par dépôt atmosphérique (voir Section 3.3). La plus grande partie de l'activité mutagène associée aux sous-produits de combustion est, croit-on, due à des nitro-HAP; de plus, on a montré que certains de ces composés (p.ex. 1-nitropyrène) sont des agents mutagènes très puissants (cf. Rosenkranz et al. 1980; Campbell et al. 1981. On a trouvé que les nouvelles techniques de production de carburants synthétiques sont aussi une source de HAP mutagènes (Guérin et al. 1980; Wilson et al. 1980), dont plusieurs peuvent être des composés nitrés ou aminés. Bon nombre de composés nitrés ne nécessitent pas le système enzymatique du cytochrome $P_{450}$ et peuvent être activés par divers "types" de réductases. En fait, l'action directe de ces composés pendant l'épreuve avec Salmonella typhimurium serait causé, croit-on, par la présence de réductases activantes dans les souches bactériennes (p.ex. Rosenkranz et al. 1980). Ainsi, même les animaux possédant un taux assez faible d'OFM, comme bien des espèces d'invertébrés, peuvent activer assez efficacement beaucoup de nitro-HAP. Par exemple, au cours d'une étude Elmamlouck et Gessner (1976) ont pu déceler assez facilement dans l'hépatopancréas de homard l'activité d'une nitroréductase mais non l'activité catalytique des OFM.

Bien que des données indiquent que divers procédés de combustion peuvent être à l'origine de la présence de HAP mutagènes dans le milieu aquatique, il est trop tôt pour supposer que ces composés participent toujours à la mutagenèse/carcinogenèse dans cet environnement. Par exemple, les extraits de gaz d'échappement des moteurs diesel contiennent des agents mutagènes puissants, bien que l'ensemble des gaz ne semble pas être mutagène chez les mammifères (USNRC 1981). De plus, les animaux de laboratoire semblent tout à fait réfractaires à l'exposition chronique (par inhalation) aux gaz d'échappement des moteurs diesel ou des moteurs à essence (USNRC 1981). On croit que l'accessibilité biologique joue un rôle critique dans les expériences sur la carcinogenèse où les composés cancérogènes potentiels sont associés à des particules. Il est important de noter que, dans le milieu aquatique, l'accessibilité serait différente, l'origine des composés étant l'eau ou les sédiments, ce qui pourrait être un facteur important limitant la toxicité des HAP (voir Section 3.4.2.1).

On a effectué relativement peu d'études en laboratoire sur le pouvoir cancérogène des HAP sur les organismes aquatiques, si ce n'est quelques-unes sur les poissons et les batraciens. Il apparaissait des excroissances semblables à des tumeurs chez des poissons-zèbres (Brachydanio rerio) exposés à 0,5 mg.$L^{-1}$ de 7,12-diméthylbenzo[a]anthracène (Pliss et Khudoley 1975), et des néoplasmes du foie chez deux espèces de poissons vivipares (Poeciliopsis lucida et P. monacha) après des expositions répétées de courte durée à une suspension de 7,12-diméthylbenzo[a]anthracène (DMBA) dans l'eau (5 mg.$L^{-1}$) (Shultz et Shultz 1982). Des épithéliomes apparaissaient chez des épinoches à trois épines (Gasterosteus aculeatus) et chez un petit cyprinidé (Rhodeus amarus), dont on avait enduit la peau soit de 3-méthylcholanthrène, soit de B[a]P deux fois par semaine pendant 3-6 mois (Ermer 1970). On observait des infiltrations néoplasiques dans les tissus sous-jacents pendant la régénération de la queue de tritons auxquels on avait injecté des HAP (Neukomm 1974). L'ordre de la sensibilité de l'épiderme des tritons aux HAP injectés était le suivant: dibenzo[a,h]anthracène ($10^{-11}$-$10^{-10}$ mg.$mL^{-1}$); 3-méthylcholanthrène ($10^{-9}$-$10^{-8}$ mg.$mL^{-1}$); benzo[a]pyrène ($10^{-4}$-$10^{-3}$ mg.$mL^{-1}$); et 9,10-diméthylbenzo[a]anthracène (0,1-1,0 mg.$mL^{-1}$). On observait la formation de nodules de 9 à 13 jours après l'implantation sous-cutanée de cristaux purs de 20-méthylcholanthrène, de B[a]P et de 7,12-diméthylbenzo[a]anthracène dans la queue de têtards de Bufo arenarium (Matos et deLustig 1973). Au cours d'études témoins comportant l'implantation de fluorène ou de paraffine, on n'observait aucune formation de nodules ou autres types d'excroissances. L'implantation de cristaux de méthylcholanthrène dans l'abdomen ou les membres antérieurs du dactylèthre du Cap (Xenopus laevis) provoquait aussi des lymphosarcomes (Ruben et Balls 1964).

Il y avait formation de tumeurs chez des planaires (embranchement des plathelminthes) exposés dans leur environnement soit à du B[a]P soit à du 3-méthylcholanthrène (Foster 1969). L'histologie a montré que les tumeurs formées (sept pour cent chez les planaires traitées au B[a]P et neuf pour cent chez celles traitées au cholanthrène) provenaient d'éléments tissulaires déorganisés plutôt que de cellules néoplasiques. On observait 13 malformations et 12 tumeurs papilliformes chez 40 descendants du groupe traité au cholanthrène; le nombre de malformations était moindre chez les groupes traités au B[a]P.

On a montré que divers HAP cancérogènes produisaient des excroissances d'allure cancéreuse chez quelques espèces aquatiques, mais les expériences effectuées jusqu'ici comportaient de fortes concentrations. Avant de pouvoir faire des déductions quant à la relation entre l'exposition à ces composés simples et la carcinogenèse chez les organismes aquatiques, il faudra faire des études avec des concentrations beaucoup plus faibles.

## 4.2 EFFETS ENVIRONNEMENTAUX

### 4.2.1 EFFETS ÉCOLOGIQUES GÉNÉRAUX

Des études ont révélé l'existence d'une relation entre les effets néfastes observés dans l'environnement et l'exposition des sédiments intertidaux et côtiers à de fortes concentrations de pétrole (une source probablement riche en HAP) (p.ex. Chan 1977; Clark et al. 1978; Cross et al. 1978). La plupart des études traitaient des effets sur les invertébrés dans les régions intertidales, bien que les plies (Pleuronectes platessa) pêchées près de l'endroit où a eu lieu le très important déversement pétrolier de l'Amoco Cadiz, présentaient diverses lésions histopathologiques (Haensly et al. 1982). Les concentrations élevées de HAP et de leurs homologues décelées dans les sédiments fortement contaminées peuvent jouer un rôle sur la toxicité. Il semble cependant que des effets de cette importance soient localisés. Diverses études relatives à la pollution par le pétrole n'ont pas réussi à étayer l'hypothèse voulant que la pénétration dans l'environnement de concentrations traces de HAP (et d'autres hydrocarbures toxiques) ait eu des répercussions importantes sur le milieu (p.ex. The Royal Society 1980; Kornberb 1982). De plus, les renseignements présentés étaient tirés d'études locales effectuées dans un port pétrolier important (Baker 1976), et dans une zone d'exploitation pétrolière offshore (p.ex Mertens 1976), ainsi que d'études sur des infiltrations naturelles de pétrole (Straughan 1977; Davis et Spies 1981). Il existe aussi de nombreuses preuves circonstantielles indiquant que les populations animales aux environs des principaux déversements pétroliers (dans les zones non intertidales) n'ont pas été touchées de façon irréparable (données revues par Payne 1980). Pour ce qui est des renseignements sur les concentrations générales de HAP dans les biotes, plusieurs études ont fait état de concentrations tissulaires de HAP de l'ordre du $\mu g.g^{-1}$ chez des animaux prélevés en eaux côtières et continentales, bien que ces concentrations n'aient pas été associées à des effets délétères sur la santé des animaux (DiSalvo et al. 1975; Grahl-Nielsen et al. 1978; Vanderkooy 1978; Mackie et al. 1980; Knutzen et Sortland 1982).

La plupart des renseignements existants proviennent d'études sur les déversements, mais on doit insister sur le fait que tout sédiment contenant des concentrations élevées de HAP peut avoir des effets néfastes. Par exemple, la baisse de la population de polychètes, dans une région du lac Érié située près d'une importante centrale alimentée au charbon et au pétrole, a été attribué aux concentrations de HAP dans les sédiments (Eadie et al. 1982). À plusieurs endroits, les concentrations de phénanthrène et de fluoranthène dans les sédiments atteignaient et dépassaient la $CL_{50}$ (96 h) rapportée pour un polychète marin (Neff 1979; voir Tableau 4-1). À deux endroits au Canada, près d'une usine de cokéfaction du charbon à Sydney (Nouvelle-Écosse) (EPS 1982) et près d'une aluminerie à Kitimat (Colombie-Britannique) (Cretney et al. 1980; Brown et al. 1983), les concentrations de HAP dans les sédiments marins

atteignaient respectivement 2830 $\mu g.g^{-1}$ (masse sèche) et plus de 8 $\mu g.g^{-1}$ (masse humide). Les concentrations tissulaires de HAP chez les populations d'invertébrés des environs étaient tout aussi élevées (4,12 $\mu g.g^{-1}$ et 0,04 $\mu g.g^{-1}$ de masse humide). En Nouvelle-Écosse, on n'a pas étudié la relation entre les concentrations tissulaires élevées de HAP et la mauvaise santé des biotes; à Kitimat, on a fait l'hypothèse, non vérifiée, que ces concentrations contribuaient à une hyalinose infiltrante chez la moule commune (Mytilus edulis).

### 4.2.2 RÉACTIONS D'ADAPTATION DES MICROBES AUX HAP PRÉSENTS DANS LE MILIEU

Une grande quantité de données expérimentales montrent que les bactéries métabolisant les hydrocarbures peuvent, dans des conditions favorables à leur croissance, réagir à la présence de concentrations élevées d'hydrocarbures aromatiques dans le milieu aquatique. Des études dans le milieu naturel ont aussi montré que des populations bactériennes assez importantes contenant une proportion élevée de microbes capables de dégrader les hydrocarbures vivent dans des zones polluées par le pétrole. On a rapporté dans la littérature l'enrichissement des populations dégradant les hydrocarbures, surtout dans les zones pétrolifères en pleine exploitation de la mer du Nord et du golfe du Mexique (Oppenheimer et al. 1977; Holloway 1980). Sur la côte est du Canada et dans l'Arctique canadien, des études sur le terrain ont aussi fait état de faibles populations de bactéries capables de dégrader les hydrocarbures (Bunch et Horland 1976; Bunch 1979); on suppose que cela reflète l'absence de polluants dans ces environnements.

### 4.2.3 RÉACTIONS D'ADAPTATION DES ORGANISMES AQUATIQUES AUX HAP PRÉSENTS DANS LE MILIEU

Des études en laboratoire effectuées par Payne et Penrose (1975) ont montré que les sources riches en HAP, telles que le pétrole, induisaient de façon tout à fait efficace l'activité des oxygénases à fonction multiple chez le poisson; en effet, l'activité des OFM était élevée chez les espèces pêchées à Terre-Neuve aux endroits qui avaient déjà été contaminés par des hydrocarbures (Payne et Penrose 1975; Payne 1976). On a décelé des taux aussi élevés d'enzymes chez d'autres espèces de poissons pêchés près de sites de déversements pétroliers dans l'Atlantique et dans la Méditerranée (Stegeman 1978; Kurelec et al. 1977). Plus récemment, Spies et al. (1982) ont signalé l'induction des OFM chez des poissons pêchés aux environs d'une infiltration naturelle de pétrole au large de la côte de Californie; de plus des études de contrôle, effectuées dans des zones d'exploitation pétrolière offshore dans la mer du Nord, ont fait état de concentrations élevées d'enzymes chez des poissons pêchés près des installations de forage (Davies et al. 1981). Ces réactions d'adaptation

des OFM aux concentrations de HAP dans le milieu sont intéressantes en ce qui concerne les processus généraux de détoxication et de toxicité chez le poisson, et, aussi, la possibilité d'utiliser les systèmes enzymatiques au cours d'études de contrôle biologique.

Dans les études en laboratoire, on s'est aussi servi, pour induire les OFM chez les poissons, de produits chimiques persistants dans le milieu, comme les PCB, les PBB et les dioxines (données revues dans Stegeman 1981). On ne sait pas encore si ces produits chimiques (ou des produits analogues) existent présentement dans le milieu aquatique à des concentrations atteignant le seuil d'induction (p.ex., l'accessibilité biologique pourrait être un facteur limitant important), mais on a laissé entendre que les concentrations de PCB décelées dans certaines espèces de poissons de la Méditerranée peuvent représenter les concentrations seuils d'induction. Au Canada, on peut faire la même supposition dans le cas de certaines espèces de poisson des Grands Lacs contenant des concentrations élevées de PCB (p.ex. Sonstegard et Leatherland 1979) et peut-être d'autres inducteurs puissants.

Des études effectuées sur des mammifères ont montré qu'il n'est pas usuel, mais plutôt exceptionnel, de trouver des composés lipophiles, même modérément, qui ne peuvent pas servir d'inducteurs à une certaine concentration (p.ex. de Bruin 1976). Ainsi, de nombreuses eaux de surface contenant soit des concentrations "traces" d'inducteurs puissants comme les HAP, les PCB, etc. soit des concentrations peut-être "élevées" d'inducteurs naturels (comme certains composés présents dans les égouts) ont peut-être la capacité d'induire les OFM. Contrairement à ce qui se passe chez le poisson, la capacité d'induction des OFM est moins évidente chez les invertébrés. Les premières études de laboratoire n'ont pas réussi à prouver qu'il y avait induction (p.ex. Payne et May 1979; Singer et al. 1980; Vandermeulen et Penrose 1978), mais on a maintenant montré qu'une telle induction existe chez certaines espèces. On a observé des concentrations légèrement élevées d'OFM chez des copépodes planctoniques exposés au 3-méthylcholanthrène (Walters et al. 1979), chez des polychètes (Nereis virenis) ayant reçu du benzanthracène avec leur nourriture, et chez des polychètes (Capitella capitara) exposés à des sédiments contaminés par le pétrole (Lee et Singer 1980; Lee et al. 1979d). Dans ce dernier cas, l'élévation de l'activité enzymatique se produisait sur un certain nombre de générations. Cela démontre la capacité d'adaptation du milieu à des concentrations élevées de HAP par sélection génétique des souches possédant un taux "basal" élevé d'OFM.

Lee et al. (1981) ont aussi signalé les premières observations montrant qu'il y avait induction des OFM (ou sélection génétique) chez des populations naturelles d'invertébrés aquatiques. Ils ont trouvé que les polychètes et les crabes prélevés à un ancien site de déversement pétrolier aux États-Unis possédaient des taux d'OFM plus élevés que ceux des sites témoins. Il faudra davantage d'études pour élucider les caractéristiques de l'induction des OFM chez les divers embranchements invertébrés.

## 4.2.4 FRÉQUENCE DES TUMEURS ET POLLUTION

On a observé que la fréquence d'apparition de diverses tumeurs chez les poissons semble avoir une certaine relation avec l'importance du degré de pollution d'origine domestique et/ou industrielle (Brown et al. 1973, 1977, 1979; Alink et al. 1979). Toutefois, Kezic et al. (1980) et Teskeredzic et al. (1980) ont trouvé des taux hépatiques élevés de B[a]P-mono-oxygénase chez diverses espèces de poissons pêchés dans des cours d'eau de mauvaise qualité, sans faire cependant de relation avec l'incidence de néoplasie. Un grand nombre de poissons semblaient atteints de maladies, qui, d'après les rapports pathologiques, paraissaient d'origine bactérienne ou virale. Frezza et al. (1981, 1982) ont néanmoins décelé une activité mutagène, en présence d'organismes indicateurs (Saccharomyces cerevisiae et Schizosaccharomyces pombe), dans des extraits de moules communes (Mytilus edulis) pêchées dans la lagune de Venise. La comparaison de l'activité mutagène des moules de la lagune avec celle de moules pêchées en eau propre a montré une augmentation marquée de la fréquence de mutations et de transformations génétiques. Selon Farley (1977), des facteurs environnementaux agissant comme contaminants cancérogènes, par exemple le pétrole et ses constituants, peuvent être des agents étiologiques des affectations néoplasiques des mollusques. Selon Hodgins et al. (1977), il y aurait lieu d'effectuer des études supplémentaires sur l'action de ces mélanges chimiques dans le milieu aquatique, comme agent directement cancérogène ou comme modificateur de la sensibilité des organismes à des agents pathologiques, comme les virus tumorigènes.

Plusieurs études ont traité des difficultés inhérentes aux tentatives de déterminer l'étiologie de diverses tumeurs chez les poissons pêchés dans des eaux canadiennes. Dans les Grands Lacs, Sonstegard (1977) a noté qu'il y avait accroissement du nombre de tumeurs gonadiques chez des hybrides naturels de poisson rouge et de carpe (Carassius auratus, Cyprinus carpio) pendant une période de 30 ans, et il a attribué ce fait à l'augmentation de la pollution pendant cet intervalle. L'auteur a aussi étudié l'incidence chez le meunier noir (Catastomus commersoni) de papillomes cutanés, et il a trouvé qu'elle était beaucoup plus élevée dans la région du lac Ontario comprise entre Oakville et Burlington. Les papillomes se formaient surtout sur les lèvres de ces poissons de fond; Sonstegard concluait donc que l'exposition aux sédiments lacustres jouait un rôle important dans l'apparition de ces tumeurs. Selon Sonstegard et Leatherland (1980), il y aurait lieu de contrôler *in situ* la fréquence d'apparition de tumeurs chez les organismes aquatiques, en vue de déceler les agents cancérogènes présents dans le milieu.

Stich et al. (1977) ont étudié les variations géographiques de la prévalence des papillomes cutanés chez diverses espèces de pleuronectes (poissons plats) qui sont aussi des organismes vivant sur le fond des cours d'eau. Bien qu'on ait échantillonné des poissons un peu partout au monde, les papillomes cutanés ne se formaient que chez les espèces de poissons plats pêchés dans l'océan Pacifique nord, la mer de Béring, la

mer d'Okhotsk et la mer du Japon. À l'intérieur de cette zone de répartition, on a observé des variations locales qui étaient habituellement liées à l'activité anthrophique. McGain et al. (1978) ont trouvé que l'incidence des papillomes cutanés était plus élevée chez les poissons plats de la mer de Béring, mais non plus loin au nord dans le golfe d'Alaska, bien qu'il existait des "points chauds" localisés. Aucune des études n'a permis aux auteurs de déterminer l'étiologie des tumeurs. Stich et al. (1977) ont aussi étudié la prévalence de papillomes cutanés chez l'anguille et de la lymphocystite chez les poissons plats; ils ont trouvé une base géographique de la répartition de ces deux affections, mais aucune explication apparente de leur étiologie.

Aux États-Unis, le Smithsonian Institute de Washington (DC), tient un "registre des tumeurs chez les animaux inférieurs" (cf. Harshbarger 1982), afin de "faciliter l'étude des néoplasmes et des troubles apparentés chez les invertébrés et les vertébrés poïkilothermes, en servant de banque de spécimens, de centre de diagnostic et de renseignements, et de groupe d'études en collaboration pour aider à comprendre la nature des substances fournies." Les spécimens prélevés in situ ou provenant de laboratoires, viennent du monde entier; des rapports périodiques sont publiés. On est rendu aux dernières étapes de la mise sur pied d'une bibliothèque informatisée comptant environ 4000 références sur les néoplasmes et les troubles apparentés chez les animaux ectothermes (Harshbarger 1982).

Le Conseil international pour l'exploitation de la mer (CIEM), qui est composé des dix-huit pays entourant l'Atlantique Nord (des É.-U., au Portugal), a recommandé (ICES 1981) que "les pays membres entreprennent, lorsque faire se peut, des études sur la relation entre l'environnement et les pathobiologies (p.ex. tumeurs, pourriture des nageoires, anomalies squelettiques)." Ce programme a été entrepris dans le but de mettre au point des études sur le contrôle des effets de la contamination marine.

Bien que le programme américain "Mussel Watch" fût conçu à l'origine pour contrôler les concentrations de contaminants chimiques dans le milieu, il s'est ensuite diversifié de façon à inclure des études histologiques et biochimiques (USNRC 1980). Même si elles ne visaient pas spécifiquement à déceler les effets sub-létaux de l'exposition aux HAP, les observations de Yevich et Barszcz (1977) sur la pathologie de moules communes (Mytilus edulis), pêchées dans des zones du nord-est des É.-U. contaminées par le pétrole, suggèrent que le programme "Mussel Watch" permettra de déceler l'addition de quantités assez importantes de HAP dans l'environnement marin côtier.

Les HAP n'ont pas encore été identifiés avec certitude comme des agents provoquant le cancer chez une population naturelle d'animaux aquatiques. En général, on a plutôt trouvé des traces de HAP en présence d'une multitude d'autres produits chimiques. Il existe cependant des cas de fréquence accrue des tumeurs chez divers organismes aquatiques, où les HAP étaient le polluant principal.

On a trouvé une hyperplasie analogue au cancer dans une algue (Porphyra tenera) cultivée dans les eaux côtières voisines de décharges industrielles à Ohmurta (Japon) (Ishio et al. 1972a). L'exposition aux eaux usées n'induisait pas le cancer des feuilles d'algues; cependant, l'exposition aux sédiments de fond à l'embouchure de la rivière près des décharges, pendant 80-320 minutes, provoquait l'apparition de tumeurs cancéreuses dans les 30 jours suivants. L'extraction de la fraction neutre de ces sédiments (et son fractionnement) permettait d'isoler deux composés cancérogènes (Ishio et al. 1972b), soit la benzanthrone et un hydrocarbure (formule moléculaire $C_{25}H_{14}$) dont la structure n'a pas été élucidée (Ishio et al. 1970).

Yevich et Barszcz (1977) ont étudié la formation de néoplasmes chez des myes (Mya arenaria) pêchées à deux sites de déversement pétrolier dans le Maine; ils ont trouvé une incidence élevée des tumeurs gonadiques dans l'un des cas et des néoplasmes hématopoïétiques dans l'autre. On a exposé les bivalves en laboratoire aux types de pétroles trouvés aux sites de déversements, mais les résultats n'ont pas réussi à confirmer l'hypothèse, voulant que le pétrole soit la cause des néoplasmes. Brown et al. (1979) ont aussi étudié la relation entre les néoplasmes chez des populations de myes et les concentrations de HAP dans leur milieu le long de la côte atlantique en Nouvelle-Angleterre. Ils ont comparé la concentration d'hydrocarbures pétroliers dans les mollusques et celle dans les sédiments; il existait une relation entre la concentration des HAP dans les mollusques et la prévalence des néoplasmes. On a toutefois observé des lésions néoplasiques, mais en plus faibles proportions, chez des mollusques pêchés à des endroits qui n'avaient jamais été pollués par les HAP.

Powell et al. (1970) ont noté une hyperplasie de l'ovicelle chez un bryozoaire (Schizoporella unicornis) vivant en colonies dans un estuaire contaminé par des dérivés de goudron de houille; on n'a cependant pas dosé les concentrations de chaque HAP dans l'eau, ni traité des effets d'un changement de salinité. Straughan et Lawrence (1975) n'ont pas pu corroborer ces observations chez la même espèce de bryozoaires exposés, à diverses profondeurs, à des infiltrations naturelles de pétrole.

Baumann et al. (1982) ont noté une incidence élevée de tumeurs hépatiques chez la barbotte brune (Ictalurus nebulosus) de la rivière Black, (Ohio), qui était exposée à des quantités importantes d'effluents industriels, comparativement aux barbottes d'un site témoin exposées uniquement à des effluents domestiques. Les résidus tissulaires de chaque HAP variaient de 0,0001 à 6,0 $\mu g.g^{-1}$ (masse humide), et la proportion correspondante de tumeurs était de 33% chez des barbottes de trois ans ou plus; dans les sédiments, les résidus allaient de 5,0 (coronène) à 400 (phénanthrène) $\mu g.g^{-1}$ de masse sèche. Aux sites témoins, on n'observait aucune hépatome et les résidus tissulaires de HAP étaient considérablement inférieurs (0,0001-0,04 $\mu g.g^{-1}$ de masse humide). Puisque

la différence des teneurs en HAP constituait la principale différence entre la rivière Black et les sites témoins, les auteurs ont conclu qu'il s'agissait là de la cause la plus probable du taux élevé de tumeurs; toutefois, aucune autre donnée ne vient appuyer cette hypothèse.

Au cours d'une étude d'une durée de six ans, la moyenne annuelle de l'incidence des lésions cutanées (dont 84% étaient des néoplasmes) variait de 30 à 50% chez des axolotls (Amblystoma tigrinum) vivant dans un bassin contaminé situé près de la base des forces aériennes Reese au Texas (Rose et Harshbarger 1977; Rose 1977). On n'observait aucune incidence de néoplasmes chez les axolotls des bassins avoisinants non contaminés. On a analysé des échantillons d'eau pour voir s'ils contenaient des agents présumés néoplasiques. Dans l'eau du bassin, on a trouvé du B[a]P à raison de 0,085 $\mu g.L^{-1}$, alors que le fond du bassin contenait un certain nombre de HAP dont les concentrations allaient de 0,2 à 58 $mg.kg^{-1}$) (B[a]P : 0,5 $mg.kg^{-1}$), sauf dans le cas du pérylène dont la concentration était extrêmement forte (300 $mg.kg^{-1}$). Les bassins de décantation des eaux d'égout sont eutrophes, et de fréquentes proliférations de phytoplancton, de daphnies et de copépodes causent l'accumulation de couches d'organismes morts sur les sédiments de fond qui sont anoxiques. Selon Aizenshtat (1973), le pérylène peut être synthétisé dans un milieu réducteur comme celui-ci, par diagenèse de pigments naturels d'origine biologique (voir Section 3.1.2). Rose (addendum à Windsor et al. 1977) indiquait que l'accroissement de l'incidence des néoplasies chez les axolotls était plus probablement lié aux activités à la base aérienne. On a mentionné que, en 1976, la région avait été arrosée de carburant diesel (utilisé comme insecticide pour tuer les moustiques), mais cela ne peut pas expliquer les concentrations disproportionnées de pérylène. D'autres bassins de décantation, qui n'étaient pas rattachés à la base mais où il y avait diagenèse de pigments naturels, étaient dépourvus d'animaux atteints de tumeurs. Toutefois, Rose ne citait pas les concentrations de HAP dans ces derniers bassins, ce qui empêche d'établir que les concentrations de HAP dans les sédiments du bassin de la base des forces aériennes Reese sont la cause des anomalies.

# ANNEXE I.0

## NOMENCLATURE

### A. HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP)

La nomenclature acceptée présentement pour les HAP est celle adoptée par l'Union internationale de chimie pure et appliquée (IUPAC 1979). Les règles suivantes sont extraites de Règles de nomenclature pour la chimie organique, section A et B (IUPAC 1979).

1. Les noms des hydrocarbures polycycliques possédant le plus grand nombre possible de doubles liaisons non cumulées se terminent par "-ène". On peut trouver les noms triviaux qui sont conservés dans IUPAC (1979).

2. Les hydrocarbures constitués par cinq cycles benzéniques au moins, accolés en ligne droite, sont nommés en faisant suivre un préfixe numérique par la terminaison "-acène".

3. Les hydrocarbures polycycliques ortho-condensés ou ortho- et péri-condensés qui contiennent le plus grand nombre possible de doubles liaisons non cumulées, et au moins deux cycles de cinq chaînons ou plus, et qui n'ont pas de nom trivial accepté, sont nommés en faisant précéder le nom d'un constituant fondamental monocylique ou polycyclique par les désignations des autres cycles présents. Sous la condition qu'il possède un nom trivial, le constituant fondamental doit contenir le plus grand nombre possible de cycles.

4. Les constituants adjacents doivent être aussi simples que possible.

5. Les préfixes désignant les constituants adjacents sont formés en remplaçant la terminaison "-ène" du constituant par "-éno". Quand il y a plusieurs préfixes, ceux-ci sont énoncés dans l'ordre alphabétique.

6. Pour distinguer les isomères, les côtés périphériques du constituant fondamental sont désignés par "a", "b", "c", etc. La lettre "a" est attribuée au côté "1,2".

7. Si un nom s'applique également à plusieurs systèmes cycliques isomères contenant le plus grand nombre possible de doubles liaisons non cumulées, et que ce nom puisse être rendu spécifique en précisant la position d'un ou de plusieurs atomes d'hydrogène dans la structure, ceci est réalisé en indiquant la position de chacun des atomes d'hydrogène en question, grâce à un nombre suivi de la lettre H en italiques capitales.

Ces symboles précèdent généralement le nom. Un atome d'hydrogène ainsi désigné est nommé "hydrogène indiqué".

8. En vue du numérotage, le système polycyclique est orienté de telle sorte que: a) le plus grand nombre de cycles soit sur une ligne horizontale b) le nombre maximal de cycles se trouve dans le partie supérieure de la formule, de préférence à droite. Si plusieurs orientations remplissent les conditions précédentes, on choisira celle pour laquelle il y a le minimum de cycles dans la partie inférieure gauche de la formule. Le système ainsi orienté est numéroté dans le sens des aiguilles d'une montre, en commençant par les atomes de carbone porteurs d'atomes d'hydrogène et appartenant au cycle placé le plus haut et, en cas d'ambiguïté, le plus haut à droite dans la formule. On ne numérote pas les atomes communs à plusieurs cycles.

9. Les atomes communs à plusieurs cycles sont désignées par le numéro de position immédiatement antérieure, suivi des lettres "a", "b", "c", etc.[α] Les atomes intérieurs suivent le numéro le plus élevé et l'on suit le sens des aiguilles d'une montre si un choix est nécessaire.

10. Quand il y a possibilité de choix, les atomes de carbone communs à plusieurs cycles suivent les numéros les plus bas possibles.

## B. COMPOSÉS AROMATIQUES HÉTÉROCYCLIQUES (CAH)

1. Les systèmes polycycliques ortho- et péri-condensés, contenant des hétéroatomes sont nommés selon le principe exposé plus haut pour les hydrocarbures. Si un préfixe de fusion comporte des indices de position qui ne servent pas au numérotage du système fusionné, ces numéros et ces lettres sont mises entre crochets. Le composant fondamental doit être un hétérocycle. Si un choix est possible, le composant fondamental sera, par ordre de préférence:

   (a) un système azoté

---

[α] À cause des limitations dues à l'équipement de traitement de texte, on ne peut se servir d'italiques ni souligner les lettres inscrites dans les crochets.

(b) un système contenant un autre hétéroatome (en l'absence d'azote). L'indice le plus petit est donné à l'oxygène de préférence au soufre

(c) un système contenant le plus grand nombre possible de cycles

(d) un système contenant le plus grand cycle individuel possible

(e) un système contenant le plus grand nombre d'hétéro-éléments quels qu'ils soient

(f) un système contenant la plus grande variété d'hétéro-éléments

(g) un système contenant le plus grand nombre d'hétéroatomes selon l'ordre de préférence: azote > oxygène > soufre

(h) si un choix est possible entre des composants de même taille contenant le même nombre des mêmes hétéroatomes, on choisit comme composant fondamental le système dans lequel les hétéroatomes ont les indices de position les plus petits avant fusion.

2. Si une position de fusion est occupée par un hétéroatome, sa présence doit être indiquée dans les noms des deux systèmes qui participent à la fusion.

3. Pour l'établissement du numérotage périphérique du système total, celui-ci est orienté et numéroté conformément aux principes énoncés pour les HAP. Si plusieurs numérotages peuvent être envisagés, on adoptera celui qui remplit consécutivement le plus grand nombre possible des conditions suivantes:

(a) les hétéroatomes doivent avoir des indices de position aussi petits que possible (azote > oxygène > soufre)

(b) les atomes de carbone communs à plusieurs cycles doivent suivre des atomes portant des numéros aussi petits que possible

(c) les atomes porteurs d'hydrogènes indiqués doivent avoir des numéros aussi petits que possible

(d) s'assurer que les cycles sont numérotés comme dans le cas des hydrocarbures. Toutefois, même qu'ils sont communs à deux cycles, les hétéroatomes périphériques sont numérotés en dernier lieu, en suivant un enchaînement atomique le plus court à partir des numéros précédants les plus élevés.

Tableau I-1. Nomenclature et structure de certains hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) types.

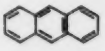
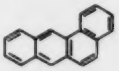
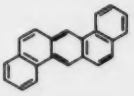
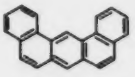
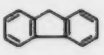
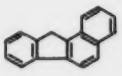
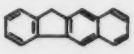
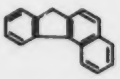
| Nom du composé[a] (IUPAC) | Abréviation | Formule moléculaire | Masse moléculaire | Structure |
|---|---|---|---|---|
| 1. Série de l'anthracène | | | | |
| Anthracène | Ant | $C_{14}H_{10}$ | 178,2 |  |
| Benzo[a]anthracène | B[a]A | $C_{18}H_{12}$ | 228,3 |  |
| Dibenzo[a,c]anthracène | D[ac]A | $C_{22}H_{14}$ | 279,2 | |
| Dibenzo[a,h]anthracène | D[ah]A | $C_{22}H_{14}$ | 279,2 |  |
| Dibenzo[a,j]anthracène | D[aj]A | $C_{22}H_{14}$ | 279,2 |  |
| 2. Série du phénanthrène | | | | |
| Phénanthrène | Phen | $C_{14}H_{10}$ | 178,2 | |
| Benzo[c]phenanthrène | B[c]Phen | $C_{18}H_{12}$ | 228,3 | |
| 3. Série du fluorène | | | | |
| Fluorène | Fl | $C_{13}H_{10}$ | 166,2 |  |
| Benzo[a]fluorène | B[a]Fl | $C_{17}H_{12}$ | 216,3 |  |
| Benzo[b]fluorène | B[b]Fl | $C_{17}H_{12}$ | 216,3 |  |
| Benzo[c]fluorène | B[c]Fl | $C_{17}H_{12}$ | 216,3 |  |

Tableau I-1. (Suite)

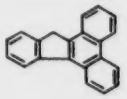
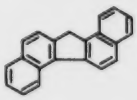
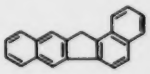
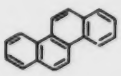
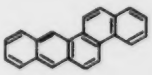
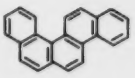
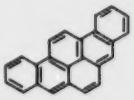
| Nom du composé[a] (IUPAC) | Abréviation | Formule moléculaire | Masse moléculaire | Structure |
|---|---|---|---|---|
| Dibenzo[a,c]fluorène | DB[ac]Fl | $C_{21}H_{14}$ | 266,4 |  |
| Dibenzo[a,g]fluorène | DB[ag]Fl | $C_{21}H_{4}$ | 266,4 |  |
| Dibenzo[a,h]fluorène | DB[ah]Fl | $C_{21}H_{14}$ | 266,4 |  |
| 4. Série du chrysène | | | | |
| Chrysène | Chry | $C_{18}H_{12}$ | 228,3 |  |
| Dibenzo[def,mnol]chrysène (Anthanthrène) | DB[def,mnol]C | $C_{22}H_{12}$ | 276,3 | |
| Benzo[b]chrysène | B[b]C | $C_{22}H_{14}$ | 278,4 |  |
| Benzo[c]chrysène | B[c]C | $C_{22}H_{14}$ | 278,4 |  |
| Benzo[g]chrysène | B[g]C | $C_{22}H_{14}$ | 278,4 | |
| Dibenzo[a,def]chrysène (Benzo[rst]pentaphène) | DB[a,def]C | $C_{22}H_{14}$ | 278,4 |  |
| Dibenzo[b,def]chrysène (Dibenzo[a,h]pyrène) | DB[b,def]C | $C_{24}H_{14}$ | 278,4 | |
| Dibenzo[def,p]chrysène (Dibenzo[a,l]pyrène) | DB[def,p]C | $C_{24}H_{14}$ | 278,4 | |

Tableau I-1. (Suite)

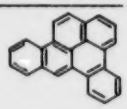
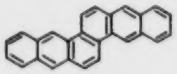
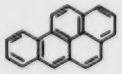
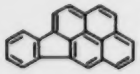
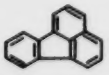
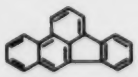
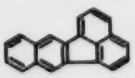
| Nom du composé[a] (IUPAC) | Abréviation | Formule moléculaire | Masse moléculaire | Structure |
|---|---|---|---|---|
| Naphto[1,2,3,4-def]chrysène (Dibenzo[a,e]pyrène) | N[1,2,3,4-def]C | $C_{24}H_{14}$ | 278,4 |  |
| Dibenzo[b,k]chrysène | DB[b,k]C | $C_{26}H_{16}$ | 328,4 |  |
| 5. Série du pyrène | | | | |
| Pyrène | Pyr | $C_{16}H_{10}$ | 202,2 | |
| Benzo[a]pyrène | B[a]P | $C_{20}H_{12}$ | 252,3 |  |
| Benzo[e]pyrène | B[e]P | $C_{20}H_{12}$ | 252,3 | |
| Indéno[1,2,3-cd]pyrène | I[1,2,3-cd]P | $C_{22}H_{12}$ | 276,3 |  |
| 6. Série du fluoranthène | | | | |
| Fluoranthène | Flt | $C_{16}H_{10}$ | 202,2 |  |
| Benzo[ghi]fluoranthène | B[ghi]F | $C_{18}H_{10}$ | 226,3 | |
| Benzo[b]fluoranthène | B[b]F | $C_{20}H_{12}$ | 252,3 |  |
| Benzo[j]fluoranthène | B[j]F | $C_{20}H_{12}$ | 252,3 | |
| Benzo[k]fluoranthène | B[k]F | $C_{20}H_{12}$ | 252,3 |  |

Tableau I-1 (Suite)

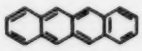
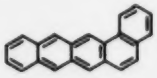
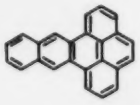
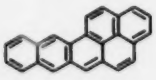
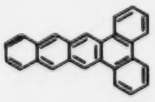
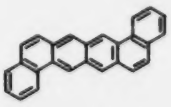
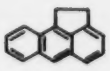
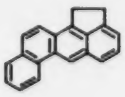
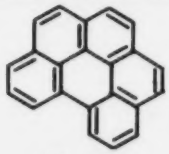
| Nom du composé[a] (IUPAC) | Abréviation | Formule moléculaire | Masse moléculaire | Structure |
|---|---|---|---|---|
| 7. Série du naphtacène | | | | |
| Naphtacène (Benzo[b]anthracène) | Nap | $C_{18}H_{12}$ | 228,3 |  |
| Benzo[a]naphtacène | B[a]N | $C_{22}H_{14}$ | 278,4 |  |
| Dibenzo[de,qr]naphtacène (Naphto[2 3-e]pyrène) | DB[de,qr]N | $C_{24}H_{14}$ | 302,4 |  |
| Dibenzo[fg,op]naphtacène (Dibenzo[e,l]pyrène) | DB[fg,op]N | $C_{24}H_{14}$ | 302,4 | |
| Naphto[8,1,2-cde]naphtacène (Naptho[2,3-a]pyrène) | N[8,1,2-cde]N | $C_{24}H_{14}$ | 302,4 |  |
| Dibenzo[a,c]naphtacène | DB[ac]N | $C_{26}H_{16}$ | 328,4 |  |
| Dibenzo[a,j]naphtacène | DB[aj]N | $C_{26}H_{16}$ | 328,4 |  |
| 8. Série de l'acéanthrylène | | | | |
| Acéanthrylène | Ace | $C_{14}H_{12}$ | 180,3 |  |
| Benzo[j]acéanthrylène (Cholanthrène) | B[j]Ace | $C_{20}H_{14}$ | 254,3 |  |
| 9. Série du pérylène | | | | |
| Pérylène | Per | $C_{20}H_{12}$ | 252,3 | |

Tableau I-1. (Suite)

| Nom du composé[α] (IUPAC) | Abréviation | Formule moléculaire | Masse moléculaire | Structure |
|---|---|---|---|---|
| Benzo[ghi]pérylène | B[ghi]Per | $C_{22}H_{12}$ | 276,3 |  |
| Dibenzo[ghi,pqr]pérylène (Coronène) | DB[ghi,pqr] Per | $C_{24}H_{12}$ | 300,4 | |

[α] Les noms triviaux qu'il est possible de trouver dans la littérature sont inscrits entre parenthèses.

Tableau I-2. Nomenclature et structure de certains composés aromatiques hétérocycliques (CAH) et quinones polycycliques types.

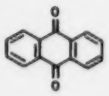
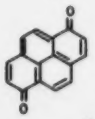
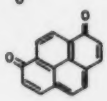
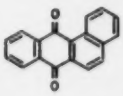
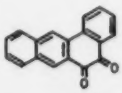
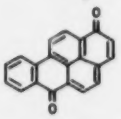
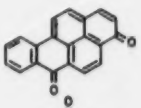
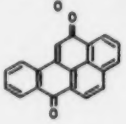
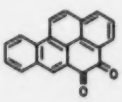
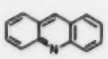
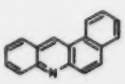
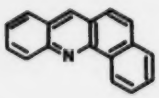
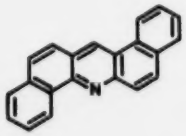
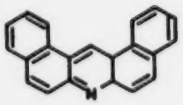
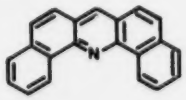
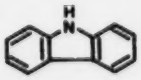
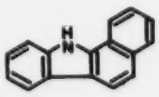
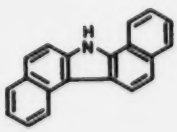
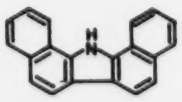
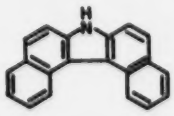
| Nom du composé (IUPAC) | Abréviation | Formule moléculaire | Masse moléculaire | Structure |
|---|---|---|---|---|
| 1. Série des quinones | | | | |
| 9,10-Anthraquinone | Anth-9,10-Q | $C_{14}H_8O_2$ | 208,2 |  |
| 1,6-Pyrènequinone | Pyr-1,6-Q | $C_{16}H_8O_2$ | 232,2 |  |
| 1,8-Pyrènequinone | Pyr-1,8-Q | $C_{16}H_8O_2$ | 232,2 |  |
| 7,12-Benzo[a]anthracènequinone | B[a]A-7,12-Q | $C_{18}H_{10}O_2$ | 258,3 |  |
| 5,6-Benzo[a]anthracènequinone | B[a]A-5,6-Q | $C_{18}H_{10}O_2$ | 258,3 |  |
| 1,6-Benzo[a]pyrènequinone | B[a]P-1,6-Q | $C_{20}H_{10}O_2$ | 282,3 |  |
| 3,6-Benzo[a]pyrènequinone | B[a]P-3,6-Q | $C_{20}H_{10}O_2$ | 282,3 |  |
| 6,12-Benzo[a]pyrènequinone | B[a]P-6,12-Q | $C_{20}H_{10}O_2$ | 282,3 |  |
| 4,5-Benzo[a]pyrènequinone | B[a]P-4,5-Q | $C_{20}H_{10}O_2$ | 282,3 |  |
| 2. Série de l'acridine | | | | |
| Acridine | Ac | $C_{13}H_9N$ | 179,2 |  |
| Benzo[a]acridine | B[a]Ac | $C_{17}H_{11}N$ | 229,3 |  |

Tableau I-2. (Suite)

| Nom du composé (IUPAC) | Abréviation | Formule moléculaire | Masse moléculaire | Structure |
|---|---|---|---|---|
| Benzo[c]acridine | B[c]Ac | $C_{17}H_{11}N$ | 229,3 |  |
| Dibenzo[a,h]acridine | DB[ah]Ac | $C_{21}H_{13}N$ | 279,3 |  |
| Dibenzo[a,j]acridine | DB[aj]Ac | $C_{21}H_{13}N$ | 279,3 |  |
| Dibenzo[c,h]acridine | DB[ch]Ac | $C_{21}H_{13}N$ | 279,3 |  |
| 3. Série du carbazole | | | | |
| Carbazole | Carb | $C_{12}H_9N$ | 167,2 |  |
| Benzo[a]carbazole | B[a]Carb | $C_{16}H_{11}N$ | 217,27 |  |
| Dibenzo[a,g]carbazole | DB[ag]Carb | $C_{20}H_{13}N$ | 267,3 |  |
| Dibenzo[a,i]carbazole | DB[ai]Carb | $C_{20}H_{13}N$ | 267,3 |  |
| Dibenzo[c,g]carbazole | DB[cg]Carb | $C_{20}H_{13}N$ | 267,3 |  |

# ANNEXE II.0

## SPECTRES D'ABSORPTION DE CERTAINS HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES

Tableau II-1. Spectres d'absorption de certains hydrocarbures aromatiques polycycliques (tiré de Clar 1964).

| Nom du composé | Position et intensité des bandes spectrales α-Bandes λ(nm) | log ε | p-Bandes λ(nm) | Log ε | β-Bandes λ(nm) | log ε | Solvant |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Fluorène | 300,5 | 3,99 | 261 | 4,23 | 208 | 4,55 | alcool |
| | 289 | 3,75 | | | | | |
| Anthracène | - | - | 374,5 | 3,87 | 251,5 | 5,29 | méthanol/éthanol |
| | | | 354,5 | 3,86 | | | |
| | | | 338,0 | 3,75 | | | |
| | | | 323,0 | 3,47 | | | |
| | | | 308,0 | 3,15 | | | |
| Phénanthrène | 345 | 3,46 | 292,5 | 4,30 | 251 | 4,78 | méthanol/éthanol |
| | 337 | 3,40 | 281 | 4,14 | 242 | 4,68 | |
| | 329,5 | 2,52 | 273,5 | 4,18 | | | |
| | 322,5 | 2,54 | | | | | |
| | 314 | 2,48 | | | | | |
| | 308,5 | 2,40 | | | | | |
| Pyrène | 371,5 | 2,40 | 333,5 | 4,71 | 272 | 4,67 | méthanol/éthanol |
| | 362 | 2,60 | 318 | 4,47 | 261,5 | 4,40 | |
| | 356 | 2,71 | 305 | 4,06 | 251 | 4,04 | |
| | 351,5 | 2,82 | 292 | 3,62 | | | |
| Fluoranthène | - | - | 358,5 | 3,95 | 287 | 4,66 | |
| | | | 342 | 3,90 | 282 | 4,26 | éthanol |
| | | | 323 | 3,76 | 276 | 4,40 | |
| | | | 309 | 3,56 | 271,5 | 4,17 | |
| | | | | | 261,5 | 4,16 | |
| | | | | | 252,5 | 4,17 | |
| | | | | | 236(ß') | 4,66 | |
| Benzo[c]phénanthrène | 372 | 2,38 | 315 | 4,06 | 281 | 4,90 | éthanol |
| | 353 | 2,63 | 303 | 4,07 | 272 | 4,77 | |
| | 325,5 | 3,67 | 296 | 4,13 | 229 | 4,37 | |
| | | | | | 218(ß') | 4,70 | |
| Benzo[a]anthracène | 385 | 3,04 | 359 | 3,76 | 290 | 5,10 | benzène (éthanol à 275 nm) |
| | | | 344 | 3,90 | 280 | 4,95 | |
| | | | 329 | 3,90 | 267 | 4,67 | |
| | | | 316 | 3,70 | 254 | 4,62 | |
| Chrysène | 360 | 3,00 | 319 | 4,19 | 267 | 5,20 | éthanol |
| | 351 | 2,62 | 306 | 4,19 | 259 | 5,00 | |
| | 343,5 | 2,88 | 295 | 4,13 | | | |
| | | | 283 | 4,14 | | | |
| Dibenzo[a,c]anthracène | 374 | 2,63 | 349 | 3,45 | 286 | 5,13 | éthanol |
| | | | 333 | 3,80 | 275 | 5,01 | |
| | | | 321 | 3,89 | 265 | 4,73 | |
| | | | | | 248 | 4,62 | |
| | | | | | 241 | 4,57 | |
| | | | | | 218(ß') | 4,60 | |
| | | | | | 207(ß') | 4,71 | |
| Naphtacène | - | - | 471 | 4,10 | 274 | 5,53 | alcool |
| | | | 441 | 3,97 | 264,5 | 4,99 | |
| | | | 415 | 3,76 | | | |
| | | | 393 | 3,46 | | | |
| | | | 373 | 2,96 | | | |
| | | | 293 | 4,44 | | | |
| Benzo[b]fluoranthène | - | - | 369 | 3,84 | 301 | 4,54 | éthanol |
| | | | 350 | 3,98 | 293 | 4,36 | |
| | | | 338 | 3,96 | 289 | 4,36 | |
| | | | | | 276 | 4,36 | |
| Benzo[k]fluoranthène | - | - | 400 | 4,16 | 308 | 4,75 | éthanol |
| | | | 380 | 4,12 | 296 | 4,67 | |
| | | | 361 | 3,86 | 282 | 4,42 | |
| | | | | | 269 | 4,36 | |
| Benzo[a]pyrène | 403 | 3,60 | 384,5 | 4,44 | 269,5 | 4,76 | éthanol |
| | | | 363,5 | 4,36 | 284,3 | 4,66 | |
| | | | 347 | 4,10 | 274 | 4,50 | |
| | | | 330 | 3,76 | | | |

Tableau II-1. (Suite)

| Nom du composé | Position et intensité des bandes spectrales α-Bandes λ(nm) | α-Bandes log f | p-Bandes λ(nm) | p-Bandes Log f | β-Bandes λ(nm) | β-Bandes log f | Solvant |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Benzo[e]pyrène | 366<br>357<br>348 | 2,80<br>2,75<br>2,90 | 331,5<br>316,5<br>304 | 4,52<br>4,34<br>4,12 | 289<br>278<br>267<br>257 | 4,72<br>4,54<br>4,46<br>4,34 | éthanol |
| Benzo[ghi]pérylène | 406,5 | 2,70 | 387,5<br>367<br>348<br>331 | 4,50<br>4,40<br>4,00<br>3,82 | 303<br>202 | 4,76<br>4,65 | benzène (éthanol à 289 nm) |
| Benzo[c]chrysène | 386<br>367<br>349 | 2,50<br>2,66<br>2,78 | 325<br>306 | 4,46<br>4,60 | 292,5<br>281<br>261 | 4,90<br>4,76<br>4,20 | éthanol |
| Benzo[a]naphtacène | - | - | 452,5<br>425<br>401<br>380<br>362 | 4,00<br>3,97<br>3,80<br>3,50<br>3,16 | 319<br>306 | 4,98<br>5,01 | benzène |
| Dibenzo[b,def]chrysène | - | - | 451<br>424<br>401<br>379 | 4,59<br>4,40<br>4,03<br>3,60 | 313,5<br>301<br>290 | 5,23<br>4,94<br>4,54 | benzène |
| Dibenzo[def,p]chrysène | 454<br>433<br>412 | 3,56<br>3,76<br>3,88 | 401<br>379<br>359 | 4,08<br>4,02<br>3,90 | 330,5<br>315<br>301<br>289<br>271<br>261<br>253<br>240 | 4,38<br>4,36<br>4,58<br>4,68<br>4,80<br>4,85<br>4,83<br>4,78 | éthanol |
| Naphto[1,2,3,4-def]chrysène | 396 | 3,20 | 378<br>360<br>343<br>327,5 | 4,30<br>4,25<br>4,05<br>3,90 | 306,5<br>294,5 | 4,83<br>4,72 | benzène |
| Dibenzo[a,h]anthracène | 394<br>384<br>374 | 3,01<br>2,61<br>300 | 350<br>335<br>322 | 4,16<br>4,23<br>4,28 | 299<br>289<br>280<br>223(é') | 5,20<br>4,96<br>4,63<br>4,60 | dioxane |
| Dibenzo[ghi,pqr]pérylène | 428<br>420<br>410<br>402<br>396,5<br>388<br>381,5<br>378<br>368,5 | 2,15<br>2,12<br>2,75<br>2,65<br>2,23<br>2,75<br>2,67<br>2,63<br>2,67 | 347,5<br>341,5<br>336<br>325,5<br>319,5<br>316,5 | 4,15<br>4,85<br>4,35<br>4,45<br>4,60<br>4,70 | 305<br>290<br>252<br>228 | 5,50<br>5,10<br>3,88<br>4,08 | benzène (éthanol à 300 nm) |
| Dibenzo[de,qr]naphtacène | 372<br>362<br>355 | 2,56<br>2,90<br>2,96 | 328<br>315 | 4,24<br>4,26 | 288<br>278 | 4,78<br>4,86 | benzène |
| Dibenzo[a,c]naphtacène | - | - | 441,5<br>414<br>392<br>372<br>352 | 3,70<br>3,80<br>3,72<br>3,50<br>3,50 | 318<br>304,5<br>291 | 5,17<br>4,90<br>4,60 | benzène |
| Dibenzo[a,j]naphtacène | - | - | 437,5<br>411<br>388<br>368 | 3,88<br>4,00<br>3,88<br>3,70 | 325,5<br>311<br>298<br>285 | 5,50<br>5,10<br>4,58<br>4,28 | benzène |

## REFERENCES

Acheson, M.A., Harrison, R.M., Perry, R. and Wellings, R.A. 1976. Factors affecting the extraction and analysis of polynuclear aromatic hydrocarbons in water. Water Res. 10: 207-212.

Ahokas, J.T., Pelkonen, O. and Karki, N.T. 1975. Metabolism of polycyclic hydrocarbons by a highly active aryl hydrocarbon hydroxylase system in the liver of a trout species. Biochem. Biophys. Res. Commun. 63: 635-641.

Ahokas, J., Pääkönen, R., Raunio, V., Kärki, N. and Pelkonen, O. 1976. Oxidative metabolism of carcinogens by trout liver resulting in protein binding and mutagenicity. In Symp. microsomes and drug oxidations. Edited by V. Ullrich, I. Roots, A. Hildenbrandt, R.W. Estabrooke and A.H. Conney. Pergamon Press, Oxford. pp. 435-441.

Ahokas, J.T., Saarni, H., Nebert, D.W. and Pelkonen, O. 1979. The in vitro metabolism and covalent binding of benzo[a]pyrene to DNA catalysed by trout liver microsomes. Chem.-Biol. Interact. 25: 103-112.

Aizenshtat, Z. 1973. Perylene and its geochemical significance. Geochim. Cosmochim. Acta 37: 559-607.

Albagli, A., Oja, H. and Dubois, L. 1974. Size-distribution pattern of polycyclic airborne particulates in airborne particulates. Environ. Lett. 6: 241-251.

Albers, P.H. 1977. Effects of external applications of fuel oil on hatchability of mallard eggs. In Fate and effects of petroleum hydrocarbons in marine ecosystems and organisms. Edited by D.A. Wolfe. Pergamon Press, New York. pp. 158-163.

Alink, G.M., Prein, A.E., Frederix-Wolters, E.M.H., Koeman, J.H., Poels, C.L.M. and van der Gaag, M.A. 1979. Induction of chromosome breaks and sister-chromatid exchanges in fish exposed to water of the river Rhine. Mutat. Res. 64: 124-125.

Andelman, J.B. and Snodgrass, J.E. 1974. Incidence and significance of polynuclear aromatic hydrocarbons in the water environment. Crit. Rev. Environ. Control 4: 69-83.

Andelman, J.B. and Suess, M. 1970. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the water environment. Bull. W. H. O. 43: 479-508.

Anderson, J.W., Neff, J.M., Cox, B.A., Tatem, H.E. and Hightower, G.M. 1974a. Characteristics of dispersions and water-soluble extracts of oxide and refined oils and their toxicity to estuarine crustaceans and fish. Mar. Biol. 27: 75-88.

Anderson, J.W., Neff, J.M., Cox, B.A., Tatem, H.E. and Hightower, G.M. 1974b. The effects of oil on estuarine animals: toxicity, uptake and depuration respiration. In Pollution and physiology of marine organisms. Edited by F.J. Vernberg and W.B. Vernberg. Academic Press, New York. pp. 285-310.

Anderson, J.W., Augenfeld, J.M., Crecelius, E.A. and Riley, R. 1978. Research to determine the accumulation of organic constituents and heavy metals from petroleum-impacted sediments by marine detrivores of the Alaskan outer continental shelf. Ann. report National Oceanic and Atmospheric Administration. Juneau, Alaska. Contract No. 2311102788. pp. 350-403.

Anderson, R.S. 1977. Benzo[a]pyrene metabolism in the American oyster Crassostrea virginica. US Environmental Protection Agency. EPA-600/3-78-009. 25 pp.

Anderson, R.S. 1978. Metabolism of an environmental carcinogen by invertebrate animals. In Symp. ann. meeting American Society of Zoologists. Edited by M.E. Gershwin and E.L. Cooper. Pergamon Press, New York, Oxford. pp. 25-36.

Anderson, R.S. 1981. Effects of carcinogenic and noncarcinogenic environmental pollutants on immunological functions in a marine invertebrate. In Phyletic approaches to cancer. Edited by C.J. Dawe, J.C. Harshbarger, S. Kondo, T. Sugimura and S. Takayama. Japan Scientific Societies Press, Tokyo. pp. 319-331.

Andren, A.W. and Strand, J.W. 1981. Atmospheric deposition of particulate organic carbon and polyaromatic hydrocarbons to Lake Michigan. In Atmospheric pollutants in natural waters. Edited by S.J. Eisenreich. Ann Arbor Science Publishers Inc. pp. 459-479.

Andrews, L.J. and Keefer, R.M. 1949. Cation complexes containing carbon-carbon double bonds. IV. The argentation of aromatic hydrocarbons. J. Am. Chem. Soc. 71: 3644-3647.

Atlas, R.M. 1977. Stimulated petroleum biodegradation. CRC Crit. Rev. Microbiol. 5: 371-386.

Badger, G.M. 1962. Mode of function of carcinogens in the human environment. Natl. Cancer Inst. Monogr. 9: 1-6.

Badger, G.M., Kimber, R.W.L. and Spotswood, T.M. 1960. Mode of formation of 3,4-benzopyrene in human environment. Nature 187: 663-665.

Badger, G.M., Kimber, R.W.L. and Novotny, J. 1964. The formation of aromatic hydrocarbons at high temperatures. XXI. Pyrolysis of n-butylbenzene over a range of temperatures from 300 to 900°C at 50°C intervals. Aust. J. Chem. 17: 778-786.

Badger, G.M., Donnelly, J.K., Spotswood, T.M. 1965. The formation of aromatic hydrocarbons at high temperatures. XXIV. Pyrolysis of some tobacco constituents. Aust. J. Chem. 18: 1249-1266.

Badger, G.M., Donnelly, J.K. and Spotswood, T.M. 1966. Formation of aromatic hydrocarbons at high temperatures. XXVII. The pyrolysis of isoprene. Aust. J. Chem. 19: 1023-1043.

Baker, J.M. 1976. Ecological changes in Milford Haven during its history as an oil port. In Marine ecology and oil pollution. Edited by J.M. Baker. Applied Science Publishers Ltd. England. pp. 55-66.

Banwart, W.L., Hassett, J.J., Wood, S.G. and Means, J.C. 1982. Sorption of nitrogen-heterocyclic compounds by soils and sediments. Soil Sci. 133: 42-47.

Barnsley, E.A. 1975. The bacterial degradation of fluoranthene and benzo[a]pyrene. Can. J. Microbiol. 21: 1004-1008.

Bastian, M.V. and Toetz, D.W. 1982. Effect of eight polynuclear hydrocarbons on growth of Anabaena flos-aquae. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 29: 531-538.

Baumann, P.C., Smith, W.D. and Ribick, M. 1982. Hepatic tumor rates and polynuclear aromatic hydrocarbon levels in two populations of brown bullhead (Ictalurus nebulosus). In Polynuclear aromatic hydrocarbons: Physical and biological chemistry. Edited by M. Cooke, A.J. Dennis and G.L. Fisher. Battelle Press, Columbus, Ohio. pp. 93-102.

Belisle, A.A., Gay, M.L. and Coon, N.C. 1981. Comparison of two extraction methods for the analysis of petroleum hydrocarbon residues in mallard duck eggs by GC and GC-MS. Chemosphere 10: 1197-1203.

Bend, J.R., Ball, L.M., Elmamlouk, T.A., James, M.O. and Philpot, R.M. 1979. Microsomal mixed-function oxidation in untreated and polycyclic aromatic hydrocarbon-treated marine fish. In Pesticide and xenobiotic metabolism in aquatic organisms. Edited by M.A. Khan, J.J. Lech and J.J. Menn. American Chemical Society, Washington, D.C. pp. 297-318.

Berglind, L. and Gjessing, E. 1980. Norwegian Institute for Water Research. Report No. A3-25, Oslo. (as quoted in Ramdahl 1981).

Bjorseth, A. 1982. Personal communication. Central Institute for Industrial Research, Oslo, Norway.

Bjorseth, A., Lunde, G. and Lindskog, A. 1979. Long-range transport of polycyclic aromatic hydrocarbons. Atmos. Environ. 13: 45-53.

Black, J.J., Hart, T.E. and Evans, E. 1980. HPLC studies of PAH pollution in a Michigan trout stream. In Polynuclear aromatic hydrocarbons: Chemical analysis and biological fate. 5th Inter. symp. Edited by M. Cooke and A.J. Dennis. Battelle Press. Columbus, Ohio. pp. 343-355.

Blumer, M. 1975. Curtisite, idrialite and pendletonite, polycyclic aromatic hydrocarbons minerals: Their composition and origin. Chem. Geol. 16: 245-256.

Blumer, M. and Youngblood, W.W. 1975. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils and recent sediments. Science 188: 53-55.

Boehm, P.D. and Quinn, J.G. 1973. Solubilization of hydrocarbons by the dissolved organic matter in seawater. Geochim. Cosmochim. Acta 37: 2459-2477.

Boehm, P.D., Fiest, D.L., Elskus, A. 1981. Comparative weathering patterns of hydrocarbons from the Amoco Cadiz oil spill observed in a variety of coastal environments. In Amoco Cadiz: Fates and effects of the oil spill. Proc. Inter. symp. Centre océanologique de Bretagne, Brest (France) November 19-22, 1979. Centre national pour l'exploitation des oceans. Paris. pp. 159-173.

Boney, A.D. and Corner, E.D.S. 1962. On the effects of some carcinogenic hydrocarbons on the growth of sporelings of marine and freshwater algae. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 43: 579-585.

Bonomo, F. 1974. Environmental effects of carbonaceous solid wastes from commercial oil shale operations. In Analytical chemistry pertaining to oil shale and shale oil. National Science Foundation. Washington, D.C. pp. 133-

Borneff, J. and Knerr, R. 1959. Carcinogens in water and soil. II. Investigation of the action of light on 3,4-benzopyrene. Arch. Hyg. U. Bakteriol. 143: 405-415.

Borneff, J. and Kunte, A. 1965. Carcinogenic substances in water and soil. Part XVII. Concerning the origin and estimation of the polycyclic aromatic hydrocarbons in water. Arch. Hyg. 149: 226-243.

Borneff, J., Selenka, F., Kunte, H. and Maximos, A. 1968. Experimental studies on the formation of polycyclic aromatic hydrocarbons in plants. Environ. Res. 2: 22-29.

Bouck, G.R. and Ball, R.C. 1966. Influence of capture methods on blood characteristics and mortality in rainbow trout (Salmo gairdneri). Trans. Am. Fish. Soc. 95: 170-176.

Bresch, H., Spielhoff, R., Mohr, V. and Barkemeyer, H. 1972. Use of sea urchin egg for quick screen testing of the biological activity of substances. I. Influence of fractions of a tobacco smoke condensate on early development. Proc. Soc. Exp. Biol. Med. 141: 747-752.

Brink, R.H. 1981. Biodegradation of organic chemicals in the environment. In Environmental health chemistry: The chemistry of environmental agents of potential human hazards. Edited by J.D. McKinney. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Mich. pp. 75-100.

British Carbonization Research Association. 1979. Investigation into the losses of benzo[a]pyrene and benzene soluble material from filters during air sampling. 11 pp.

Broddin, G., Van Vaeck, L. and Van Cauwenberghe, K. 1977. On the size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon containing particles from a coke oven emission source. Atmos. Environ. 11: 1061-1064.

Brorström, E., Grennfelt, H.P. and Linkskog, A. 1983. The effect of nitrogen dioxide and ozone on decomposition of particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons during sampling from the atmosphere. Atmos Environ. 17: 601-605.

Brown, D.A., Thompson, K.A., Heath, W.A., Erickson, P.E., Cretney, W.J. and Wong, C.S. 1983. Histopathological evaluation of bivalves from Kitimat Arm - Douglas Channel and Alberni Inlet, British Columbia. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 18: 196-218.

Brown, E.R., Hazdra, J.J., Keith, L., Greenspan, I., Kwapinski, J.B.G. and Beamer, P. 1973. Frequency of fish tumors found in a polluted watershed as compared to nonpolluted Canadian waters. Cancer Res. 33: 189-198.

Brown, E.R., Sinclair, T., Keith, L., Beamer, P., Hazdra, J.J., Nair, V. and Callaghan, O. 1977. Chemical pollutants in relation to diseases in fish. Ann. N.Y. Acad. Sci. 298: 536-546.

Brown, E.R., Koch, E., Sinclair, T.F., Spitzer, R., Callaghan, O. and Hazdra, J.J. 1979. Water pollution and diseases in fish (an epizootic survey. J. Environ. Path. Toxicol. 2: 917-925.

Brown, J.C., Edelson, M.C. and Small, G.J. 1978. Fluorescence line narrow spectroscopy in organic glasses containing parts per billion levels of polycyclic aromatic hydrocarbons. Anal. Chem. 50: 1394-1397.

Brown, R.A. and Huffman, H.L. 1976. Hydrocarbons in open ocean waters. Science 191: 847-849.

Brown, R.A. and Pancirov, R.J. 1979. Polynuclear aromatic hydrocarbons in Baltimore Canyon fish. Environ. Sci. Technol. 7: 878-879.

Brown, R.S., Wolke, R.E., Brown, C.W. and Saila, S.B. 1979. Hydrocarbon pollution and the prevalence of neoplasia in New England soft-shell clams (Mya arenaria). In Animals as monitors of environmental pollutants. Edited by S.W. Nielsen, G. Migala and D.G. Scarpelli. National Academy of Sciences. Washington, D.C. pp. 41-51.

Bruggeman, W.A., Van der Steen, J. and Hutzinger, O. 1982. Reversed-phase thin-layer chromatography of polynuclear aromatic hydrocarbons and chlorinated biphenyls. Relationship with hydrophobicity as measured by aqueous solubility and octanol-water partition coefficient. J. Chromatogr. 238: 335-346.

Brunnemann, K.D. and Hoffman, D. 1976. Analysis of polynuclear aromatic hydrocarbons in the respiratory environment. In Carcinogenesis, Volume 1. Polynuclear aromatic hydrocarbons: Chemistry, metabolism and carcinogenesis. Edited by R.D. Freudenthal and P.W. Jones. Raven Press, New York. pp. 283-297.

Bunch, J.N. 1979. Microbiological observation in south Davis Strait. Fisheries and Marine Service manuscript Rep. No. 1515. Dept. Fisheries and Oceans, Ste. Anne de Bellevue, Québec. 92 pp.

Bunch, J.N. and Horland, R.C. 1976. Biodegradation of crude petroleum by the indigenous microbial flora of the Beaufort Sea. Beaufort Sea tech. rep. No. 10. Environment Canada, Victoria, B.C. 52 pp.

Butler, J.D. and Crossley, P. 1981. Reactivity of polycyclic aromatic hydrocarbons absorbed on soot particles. Atmos. Environ. 15: 91-94.

Cabaniss, G.E. and Linton, G.E. 1981. The in situ determination of the chemistry of PAH in particle surfaces. In Chemical analysis and biological fate: Polynuclear aromatic hydrocarbons. 5th Int. symp. Edited by M. Cooke and A.J. Dennis. Battelle Press. Columbus, Ohio. pp. 277-286.

Calder, J.A. and Lader, J.H. 1976. Effect of dissolved aromatic hydrocarbons on the growth of marine bacteria in batch culture. Appl. Environ. Microbiol. 32(1): 95-101.

Caldwell, R.S., Caldarone, E.M. and Mallon, M.H. 1977. Effects of a sea-water soluble fraction of Cook Inlet crude oil and its major aromatic components on larval stages of the Dungeness crab, Cancer magister dana. In Fate and effects of petroleum hydrocarbons in marine ecosystems and organisms. Pergamon Press, New York. pp. 210-220.

Campbell, J., Crumplin, G.C., Garner, J.V., Garner, R.C., Martin, C.N. and Rutter, A. 1981. Nitrated polycyclic aromatic hydrocarbons: Potent bacterial mutagens and stimulation of DNA repair synthesis in cultured human cells. Carcinogenesis 2: 559-565.

Campbell, J.H., Wang, F.T., Mead, S.W. and Busby, J.F. 1979. Groundwater quality near underground coal gasification experiment. J. Hydrol. 44: 241-266.

Carlberg, G.E. and Martinsen, K. 1982. Adsorption/complexation of organic micropollutants to aquatic humus. Influence of aquatic humus with time on organic pollutants and comparison of two analytical methods for analyzing organic pollutants in humus water. Sci. Total Environ. 25: 245-254.

Cautreels, W. and VanCauwenberghe, K. 1978. Experiments on the distribution of organic pollutants between airborne particulate matter and the corresponding gas phase. Atmos. Environ. 12: 1133-1141.

Ceas, M.P. 1974. Effects of 3,4-benzopyrene on sea urchin egg development. Acta Embryol. Exper. 3: 267-372.

Cerniglia, C.E. and Gibson, D.T. 1978. Aromatic hydrocarbons: Degradation by bacteria and fungi. In Oil sand oil shale chemistry. Edited by O.P. Stranaz and E.M. Howr. Verlag Chimie International Inc. pp. 191-210.

Cerniglia, C.E., Fu, P.P. and Yang, S.K. 1982. Microbial oxidation of 7-methylbenz[a]anthracene and 7-hydroxymethylbenz[a]-anthracene. In Polynuclear aromatic hydrocarbons: Physical and biological chemistry. Edited by M. Cooke, A.J. Dennis, and G.L. Fisher. Battelle Press. Columbus, Ohio. pp. 157-168.

Chalekode, P.K. and Blackwood, T.R. 1978. Source assessment: Coal refuse piles, abandoned mines and outdrops, state of the art. US Environmental Protection Agency. EPA-600/2-78-004r (quoted in Peters et al. 1981).

Chan, G.L. 1977. The five-year recruitment of marine life after the 1971 San Francisco oil spill. Proc. 1977 oil spill conference. American Petroleum Institute, publ. No. 4284.

Chi, C.T. and Zanders, D.L. 1977. Source assessment: Agricultural open burning, state of the art. US Environmental Protection Agency. EPA-600/2-77-107a. (quoted in Peters et al. 1981).

Chi, C.T., Horn, D.A., Resnik, R.B., Zanders, D.L., Opferkuch, R.E., Nyers, J.M., Pierovich, J.M., Lawdas, L.G., McMahon, C.K., Nelson, R.M., Johansen, R.W. and Ryan, P.W. 1979. Source assessment: Prescribed burning, state of the art. US Environmental Protection Agency. EPA-600/2-79-019h. (quoted in Peters et al. 1981).

Chmielowiec, J., Beshai, J.E. and George, A.E. 1980. Separation, characterization and analysis of polynuclear aromatic hydrocarbon ring classes in Lloydminster and Medicine River oils. Fuel 59: 838-844.

Chou, T.W. and Bohonos, N. 1979. Diauxic and cometabolic phenomena in biodegradation evaluations. In Proceedings of the workshop: Microbial degradation of pollutants in marine environments. Edited by A.W. Bourquin and P.H. Pritchard. EPA-600/9-79-012. pp. 76-88.

Clar, E. 1964. Polycyclic hydrocarbons. Academic Press, New York. 974 pp.

Clark, R. 1974. Hazardous and toxic emissions from open burning sources. EPA draft report. (quoted in Peters et al. 1981).

Clark, R.C., Patten, B. and DeNike, E.D. 1978. Observation of a cold water intertidal community after 5 years of a low-level, persistent oil spill from the General M.C. Meigs. J. Fish. Res. Board Can. 35: 754-765.

Clarke, A. and Law, R. 1981. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in benthic invertebrates from two sites in Antarctica. Mar. Pollut. Bull. 12: 10-14.

Clement, R.E. and Karasek, F.W. 1982. Distribution of organic compounds adsorbed on size-fractionated municipal incinerator fly-ash particles. J. Chromatogr. 234: 395-405.

CNRC. 1983. Effets des aérosols sur les processus atmosphériques. Comité associé du CNRC sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement. Conseil national de recherches Canada. CNRC n° 18473. 230 pp.

Cochran, N.P. 1976. Oil and gas from coal. Sci. Am. 234: 24-29.

Colley, R.H. 1974. Comparison of gas chromatogram patterns with standard Al flash distillation and with 5-ball column distillation. Original oils and extracted residues from three creosotes used in marine post and panel exposure tests. 1988 Cooperative Creosote Project VIII. Proc. Am. Wood Preserv. Assoc. 70: 278-299.

Connell, D.W. and Miller, G.J. 1980. Petroleum hydrocarbons in aquatic ecosystems - behavior and effects of sublethal concentrations. Part 1. Crit. Rev. Environ. Control 11: 37-104.

Coomes, R.M. 1976. Health effects of oil shale processing. Q. Colo. Sch. Mines. Vol. 71(4): 101-123.

Cretney, W.J., Wong, C.S., Brown, D.A., Heath, W.A., Thomson, K.A. and Fowles, B.R. 1980. A statistical correlation between an infiltrative hyalinocytic condition in a marine bivalve mollusk and sediment levels of polycyclic aromatic hydrocarbons. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 975: 192-203.

Cretney, W.J., Wong, C.S., Macdonald, R.W., Erickson, P.E. and Fowler, B.R. 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments and age-dated cores from Kitimat Arm, Douglas Channel and adjoining waterways. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 18: 162-195.

Cross, F.A., Davis, W.P., Hoss, D.E. and Wolfe, D.A. 1978. Biological observations. In The Amoco Cadiz oil spill - a preliminary report. Edited by W.N. Hess. NOAA/EPA Special Report. pp. 197-215.

Dailey, N.S. 1977. Process effluents - quantities and control technologies. In Environmental, health and central aspects of coal conversion: An information overview. Vol. 1. Edited by H.M. Braunstein, E.D. Copenhauer, H.A. Pfunderer. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. URNL/EIS-94. 125 pp.

Daisey, J.M., McCaffrey, R.J. and Gallagher, R.A. 1981. Polycyclic aromatic hydrocarbons and total extractable particulate organic matter in the Arctic aerosol. Atmos. Environ. 15: 1353-1363.

Daisey, J.M., Lewandowski, C.G. and Zorz, M. 1982. A photoreactor for investigations of the degradation of particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons. Environ. Sci. Technol. 16: 857-861.

Davies, J.M., Hardy, R. and McIntyre, A.D. 1981. Environmental effects of North Sea oil operations. Mar. Pollut. Bull. 12: 412-416.

Davis, P.H. and Spies, R.B. 1981. Infaunal benthos of a natural petroleum seep: A study of community structure. Mar. Biol. 59: 31-41.

Davis, W.W., Krahl, M.E. and Clawes, G.H.A. 1942. Solubility of carcinogenic and related hydrocarbons in water. J. Am. Chem. Soc. 64: 108-110.

Dean-Raymond, D. and Bartha, R. 1975. Biodegradation of some polynuclear aromatic petroleum components by marine bacteria. Dev. Ind. Microbiol. 16: 97-110.

DeAngelis, D.G. and Resnick, R.B. 1979. Source assessment: Residential combustion of coal. EPA-600/2-79-019a. (as quoted in Peters et al. 1981).

DeAngelis, D.G., Resnik, R.B., Ruffin, D.S., Rigano, J.M., McCurley, W.R. and Ochsner, J.C. 1979. Source assessment: Dry bottom utility boilers firing pulverized bituminous coal. US Environmental Protection Agency. EPA-600/2-79-019. (quoted in Peters et al. 1981).

de Bruin, A. 1976. Stimulators of hepatic microsomal enzymes. In Biochemical toxicology of environmental agents. Edited by A. de Bruin. Elsevier Scientific Publishing Co. N.Y. (Elsevier/North Holland). pp. 303-360.

Delaune, R.D., Patrick, W.H. and Casselman, M.E. 1981. Effect of sediment pH and redox conditions on degradation of benzo[a]pyrene. Mar. Pollut. Bull. 12: 251-253.

DeMaio, L. and Corn, M. 1966. Polynuclear aromatic hydrocarbons associated with particles in Pittsburgh air. J. Air Pollut. Control Assoc. 16: 67-71.

DiCorcia, A. and Giabbai, M. 1978. High-efficiency packed columns using fine particles of graphitized carbon black. Anal. Chem. 50: 1000-1003.

DiSalvo, L.H., Guard, H.E. and Hunter, L. 1975. Tissue hydrocarbon burden of mussels as potential monitor of environmental hydrocarbon insult. Environ. Sci. Technol. 9: 247-251.

Dobroski, C.J. and Epifanio, C.E. 1980. Accumulation of benzo[a]pyrene in a larval bivalue via trophic transfer. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 2318-2322.

Donohue, W.H., Wang, R.T., Welch, M. and Nichol, J.A.C. 1977. Effects of water-soluble components of petroleum oils and aromatic hydrocarbons on barnacle larvae. Environ. Pollut. 13: 187-202.

Dubay, G.R. and Hites, R.A. 1979. Cyano-arenes produced by the combustion of nitrogen containing fuels. In Proc. carbonaceous particles in the atmosphere. Berkeley, CA.

Dumont, J.N., Schultz, T.W. and Jones, R.D. 1979. Toxicity and teratogenicity of aromatic amines to Xenopus laevis. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 22: 159-166.

Dunn, B.P. 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediments, bivalves, and seaweeds: Analysis by high-pressure liquid chromatography. In Polynuclear aromatic hydrocarbons: Chemistry and biological effects. 4th Int. symp. Edited by A. Bjorseth and A.J. Dennis. Battelle Press, Columbus, Ohio. pp. 367-377.

Dunn, B.P. and Fee, J. 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbon carcinogens in commercial seafoods. J. Fish. Res. Board Can. 36: 1469-1476.

Dunn, B.P. and Stich, H.F. 1976. Monitoring procedures for chemical contamination in coastal waters. J. Fish. Res. Bd. Can. 33: 2040-2046.

Eadie, B.J., Faust, W., Gardner, W.S. and Nalepa, T. 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and associated benthos in Lake Erie. Chemosphere 11: 185-191.

Eaton, P. and Zitko, V. 1978. Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediments and shellfish near creosoted wharf structures in Eastern Canada. Paper presented at ICES, C.M. 1978/E: 25.

Eganhouse, R.P. and Calder, J.A. 1976. The solubility of medium molecular weight aromatic hydrocarbons and the effects of hydrocarbons co-solutes and salinity. Geochim. Cosmochim. Acta 40: 555-561.

Eiceman, G.A. and Vandiver, V.J. 1983. Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons on fly ash from a municipal incinerator or and a coal-fired power plant. Atmos. Environ. 17: 461-465.

Eiceman, G.A., Clement, R.E. and Karasek, F.W. 1981. Variations in concentrations of organic compounds including polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polynuclear aromatic hydrocarbons in fly ash from a municipal incinerator. Anal. Chem. 53: 955-959.

Eimutis, E.C., Quill, R.P. and Rinaldi, G.M. 1978. Source assessment: Noncriteria pollutant emissions. US Environmental Protection Agency. EPA-600/2-78-044t. (quoted in Peters et al. 1981).

Eisenbrand, J. 1971. On the water solubility of 3,4-benzpyrene and other aromatic hydrocarbons and its increase by solubilizers. Deut. Lebensmitt-Rundsch. 67: 435-444.

Eisenhut, W., Langer, E. and Meyer, C. 1982. Determination of PAH pollution at coke works. In Polynuclear aromatic hydrocarbons: Physical and biological chemistry. Edited by M. Cooke, A.J. Dennis and G.L. Fisher. 6th Int. Symp. Battelle Press. Columbus, Ohio. pp. 255-262.

Eisenreich, S.J., Looney, B.B. and Thornton, J.D. 1980. Assessment of airborne organic contaminants in the Great Lakes ecosystem. In: 1980 Ann. report Great Lakes Science Advisory Board report to the International Joint Commission. A perspective on the problem of hazardous substances in the Great Lakes Basin ecosystem. 150 pp.

Eisenreich, S.J., Looney, B.B. and Thornton, J.B. 1981. Airborne organic contaminants in the Great Lakes ecosystem. Environ. Sci. Technol. 15: 30-38.

Ekwall, P. and Sjöblöm, L. 1952. Butyric acid and lactic acid in aqueous solutions as solubilizers for carcinogenic hydrocarbons. Acta Chem. Scand. 6: 96-100.

Ellenton, J.A. 1982. Teratogenic activity of aliphatic and aromatic fractions of Prudhoe Bay crude and fuel oil No. 2 in the chicken embryo. Toxicol. Appl. Pharmacol. 63: 209-215.

Ellenton, J.A. and Hallett, D.J. 1981. Mutagenicity and chemical analysis of aliphatic and aromatic fractions of Prudhoe Bay crude oil and fuel oil No. 2. J. Toxicol. Environ. Health 8: 959-972.

Elmamlouk, T.H. and Gessner, T. 1976. Mixed-function oxidases and nitroreductases in hepatopancreas of Homarus americanus. Comp. Biochem. Physiol. 53: 57-62.

Energy and Environmental Analysis Inc. 1978. Preliminary assessment of the sources, control and population exposure to airborne polycyclic matter as indicated by benzo[a]pyrene. Report to EPA under contract No. 68-02-2836 (as quoted in Ramdahl 1981).

Environment Canada. 1977. A nationwide inventory of air pollution emissions-1974. Air Pollution Control Directorate. Report No. EPS 3-AP-77.

EPS. 1978. Unpublished data from study on creosote in sediment and shellfish near wharf structures. Environmental Protection Service, Environment Canada.

EPS. 1981. A Nationwide Inventory of Emissions of Air Contaminants (1976). Economic and Technical Review. Environmental Protection Service, Environment Canada. Report EPS 3-AP-80-1. January 1981. 183 pp.

EPS. 1982. Investigation of polycyclic aromatic hydrocarbon contamination of Sydney Harbour, Nova Scotia (an interim report). Environmental Protection Service, Environment Canada. April, 1982. 34 pp.

Ermer, M. 1970. Studies with carcinogens in short-lived fish species. Zool. Anz. 184: 175-193.

Esmen, N.A. and Corn, M. 1971. Residence time of particles in urban air. Atmos. Environ. 5: 571-578.

Falk, H.L., Martul, I. and Kotin, P. 1956. Aromatic hydrocarbons. IV. Their fate following emissions into atmosphere and experimental exposure to washed air and synthetic smog. Arch. Ind. Health 13: 113-117.

Falk, H.L., Kotin, P. and Mehler, A. 1960. PAH in polluted air as indicator of carcinogenic hazards. Int. J. Air Pollut. 2: 201-209.

Farley, C.A. 1977. Neoplasms in estuarine mollusks and approaches to ascertain causes. Ann. N.Y. Acad. Sci. 298: 225-232.

Fedorak, P.M. and Westlake, D.W.S. 1981. Microbial degradation of aromatics and saturates in Prudhoe Bay crude oil as determined by glass capillary gas chromatography. Can. J. Microbiol. 27: 432-443.

Fletcher, G.L., King, M.J., Kicenuik, J.W. and Addison, R.F. 1982. Liver hypertrophy in winter flounder following exposure to experimentally oiled sediments. Comp. Biochem. Physiol. 73: 457-462.

Förlin, L. 1980. Effects of clophen A50, 3-methylcholanthrene, pregnenolone-16α-carbonitrile, and phenobarbital on the hepatic microsomal cytochrome P-450-dependent monooxygenase system in rainbow trout, Salmo gairdneri, of different age and sex. Toxicol. Appl. Pharmacol. 54: 420-430.

Foster, J.A. 1969. Malformations and lethal growths in planaria treated with carcinogens. Natl. Cancer Instit. Monogr. 31: 683-691.

Freeman, H.C., Sangalang, G. and Fleming, B. 1982. The sublethal effects of a polychlorinated biphenyl (Aroclor 1254) diet on the Atlantic cod (Gadus morhua). Sci. Total Environ. 24: 1-11.

Frezza, D., Pegoraro, B. and Presciuttini, S. 1981. A host-mediated assay with mussels: Detection of mutagens. Mutat. Res. 85: 242.

Frezza, D., Pegoraro, B. and Presciuttini, S. 1982. A marine host-mediated assay for the detection of mutagenic compounds in polluted sea waters. Mutat. Res. 104: 215-223.

Fruchter, J.S., Laul, J.C., Peterson, M.R. and Ryan, P.W. 1977. High precision trace element and organic constituent analysis of oil shale and soluent-refined coal materials. Prepr., Div. Petrol. Chem., Am. Chem. Soc. 22: 793

Futoma, D.J., Smith, S.R., Tanaka, J. and Smith, T.E. 1981. Chromatographic methods for the analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in water systems. Crit. Rev. Anal. Chem. 12: 69-153.

Futrell, J.H. 1980. Chemical characteristics of oil shale and shale oil. In Health implications of new energy technologies. Edited by W.H. Rom and V.E. Archer. Ann Arbor Science Publishers. Ann Arbor, Mich. pp 427-443.

Gardner, W.S., Lee, R.F., Tenore, K.R. and Smith, L.W. 1979. Degradation of selected polycyclic aromatic hydrocarbons in coastal sediments: Importance of microbes and polychaete worms. Water, Air, Soil Pollut. 11: 339-347.

Gavalas, G.R. 1982. Coal pyrolysis. Coal science and technology 4. Elsevier Scientific Publishing Co., New York. 168 pp.

Gelboin, H.V. 1980. Benzo[a]pyrene metabolism, activation, and carcinogenesis: Role and regulation of mixed-function oxidases and related enzymes. Physiol. Rev. 60: 1107-1165.

Gerhart, E.H. and Carlson, R.M. 1978. Hepatic mixed-function oxidase activity in rainbow trout exposed to several polycyclic aromatic compounds. Environ. Res. 17: 284-295.

GESAMP, INCO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN, Joint group of experts on the scientific aspects of marine pollution (GESAMP). 1977. Impact of oil on the marine environment. Rep. Study No. 6. Food and Agriculture Organization. Rome. (quoted in Connell and Miller 1980).

Gibb, H. 1978. Car tar, creosote and coal tar neutral oil. Fed. Regist. 43: 202. October 18, 1978.

Gibson, D.T. 1976. Microbial degradation of carcinogenic hydrocarbons and related compounds. In Sources, effects and sinks of hydrocarbons in the aquatic environment. American Institute of Biological Sciences, Arlington, VA. pp. 225-237.

Gibson, D.T. 1977. Biodegradation of aromatic petroleum hydrocarbons. In Fate and effects of petroleum hydrocarbons in marine ecosystems and organisms. Edited by D.A. Wolfe. Pergamon Press. New York. pp. 36-46.

Gibson, D.T., Mahadevan, V., Jerina, D.M., Yagi, H. and Yeh, H.J.C. 1975. Oxidation of the carcinogens benzo[a]pyrene and benzo[a]anthracene to dihydrodiols by a bacterium. Science 189: 295-297.

Gibson, T.L. 1982. Nitro derivatives of polynuclear aromatic hydrocarbons in airborne and source particulate matter. Atmos. Environ. 16: 2037-2040.

Giddings, J.M. 1979. Acute toxicity to Selenastrum capricornutum of aromatic compounds from coal conversion. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 23: 360-364.

Giddings, J.M., Walton, B.T., Eddlemon, G.K. and Olson, K.G. 1977. Transport and fate of anthracene in aquatic microcosms. In Proceedings of the workshop: Microbial degradation of pollutants in marine environments. Edited by A.W. Bourquin and P.H. Pritchard, US Environmental Protection Agency. EPA-600/9-79-012. pp. 312-320.

Gilfillan, E.S. and Vandermeulen, J.H. 1978. Alteration in growth and physiology of soft-shell clams, Mya arenaria, chronically oiled with Bunker C from Chedabucto Bay, Nova Scotia. J. Fish. Res. Board Can. 35: 630-636.

Gjessing, E.T. and Berglind, L. 1981. Adsorption of PAH to aquatic humus. Arch. Hydrobiol. 92: 24-30.

Gold, A. 1975. Carbon black absorbates-separation and identification of a carcinogen and some oxygenated polyaromatics. Anal. Chem. 47: 1469-1472.

Goulden, P.D. 1978. Environmental Pollution Analysis. Heyden and Son Ltd. Philadephia, PA. 248 pp.

Graf, W. and Nowak. W. 1966. Promotion of growth in lower and higher plants by carcinogenic polycyclic hydrocarbons. Arch. Hyg. (Berlin) 152: 289-293 (as cited in Neff 1979).

Grahl-Nielsen, O., Staveland, J.T. and Wilhelmsen, S. 1978. Aromatic hydrocarbons in benthic organisms for coastal areas polluted by Iranian crude oil. J. Fish. Res. Board Can. 35: 615-623.

Griest, W.H. and Herbes, S.E. 1978. Characteristics of environmental distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediment and water in the vicinity of a coal coking plant. Am. Chem. Soc. Abstract of Papers. 175th Meeting. Anaheim, Ca., March 1978.

Grimmer, G. 1981. Analysis, data reporting and profile concept. Presented at OECD workshop on polycyclic aromatic hydrocarbons. Paris, October 1981. 22 pp.

Grossling, B.F. 1976. An estimate of the amounts of oil entering the oceans. In Proceedings of symposium on sources, effects and sinks of hydrocarbons in the aquatic environment. Held at American University, Washington, D.C. August 9-11, 1976. pp. 6-36.

Grzybowski, J., Radecki, A. and Rewokowska, G. 1983. Isolation, identification and determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in sewage. Environ. Sci. Technol. 17: 44-47.

Gschwend, P.M. and Hites, R.A. 1981. Fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons to marine and lacustrine sediments in the northeastern United States. Geochim. Cosmochim. Acta 45: 2359-2367.

Guerin, M.R. 1978. Energy sources of polycyclic aromatic hydrocarbons. In Polycyclic hydrocarbons and cancer. Vol. 1. Edited by H.V. Gelboin and P.O.P. Is'o. Academic Press, New York. pp. 3-42.

Guerin, M.R., Epler, J.L., Ho, C.H. and Clark, B.R. 1976. Determining fugitive emissions measurements needs for an emerging industry - advanced fossil fuels utilization. Proc. sym. fugitive emission measure control. pp. 275.

Guerin, M.R., Ho, C.H., Rao, T.K., Clark, B.R. and Epler, J.L. 1980. Polycyclic aromatic primary amines as determinant chemical mutagens in petroleum substitutes. Environ. Res. 23: 42-53.

Guin, J.A., Tarrer, A.R., Pitts, W.S. and Prather, J.W. 1977. Kinetics and solubility in coal liquifaction reactions. In Liquid fuels from coal. Edited by R.T. Ellington. Academic Press, New York. pp. 133-151.

Haensly, W.E., Neff, J.M., Sharp, J.R., Morris, A.C., Bedgood, M.F. and Boem, P.D. 1982. Histopathology of Pleuronectes platessa L. from Aber Wrac'h and Aber Benoit, Brittany, France: Long term effects of the Amoco Cadiz crude oil spill. J. Fish Diseases 5: 365-392.

Halot, D. 1970. Hydrocarbures et pollution atmospherique. Talanta 17: 729-737.

Handa, T., Kato, Y., Yamamura, T., Ishii, T. and Suda, K. 1980. Correlation between the concentrations of polynuclear aromatic hydrocarbons and those of particulates in an urban atmosphere. Environ. Sci. Technol. 14: 416-422.

Hangebrauck, R.P., Von Lehmden, D.J. and Meetar, J.E. 1967. Sources of PAH in the atmosphere. National Air Pollution Control Administration. U.S. Dept. of Health, Education and Welfare. Durham, N.C.

Harrison, R.M., Perry, R. and Wellings, R.A. 1975. PAHs in raw, potable and waste water. Water Res. 9: 331-346.

Harshbarger, J.C. 1982. Activities report: Registry of tumors in lower animals: 1981 supplement. Smithsonian Institute, Washington, D.C. 52 pp. Mimeo.

Hase, A. and Hites, R.A. 1976. On the origin of polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments-biosynthesis by anaerobic bacteria. Geochim. Cosmochim. Acta. 40: 1141-1143.

Hass, B.S. and Applegate, H.G. 1975. The effects of unsubstituted polycyclic aromatic hydrocarbons on the growth of Escherichia coli. Chem.-Biol. Interact. 10: 265-268.

Heit, M., Klusek, C.S. and Miller, K.M. 1980. Trace element, radionuclide, and polynuclear aromatic hydrocarbon concentrations in Unionidae mussels from Lake George. Environ. Sci. Technol. 14: 465-468.

Heit, M., Tan, Y., Klusek, C. and Burke, J.C. 1981. Anthropogenic trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbons levels in sediment cores from two lakes in the Adirondack acid lake region. Water, Air, Soil Pollut. 15: 441-464.

Herbes, S.E. 1977. Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons between dissolved and particulate phases in natural waters. Water Res. 11: 493-496.

Herbes, S.E. 1981. Rates of microbial transformation of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediments in the vicinity of a coal-coking wastewater discharge. Appl. Environ. Microbiol. 41(1): 20-28.

Herbes, S.E. and Beauchamp, J.J. 1977. Toxic interaction of mixtures of 2 coal conversion effluent components resorcinol and 6-methylquinoline to Daphnia magna. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 17: 25-32.

Herbes, S.E. and Risi, G.F. 1978. Metabolic alteration and excretion of anthracene by Daphnia pulex. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 19: 147-155.

Herbes, S.E. and Schwall, L.R. 1978. Microbial transformation of polycyclic aromatic hydrocarbons in pristine and petroleum-contaminated sediments. Appl. Environ. Microbial. 35: 306-316.

Herbes, S.E., Southworth, G.R. and Gehrs, C.W. 1976. Organic contaminants in aqueous coal conversion effluents: Environmental consequences and research priorities. Proc. Univ. Missouri 10th annual conf. on trace substances in environ. health. June 1976. pp. 295-303.

Herlan, A. 1978. On the formation of polycyclic aromatics. Investigation of fuel oil and emissions by high-resolution mass spectrometry. Combust. Flame 31: 297-307.

Hermann, N., Odile, C., Weill, N., Hugues, B and Hofnung, M. 1980. Adaption of the Salmonella/mammalian microsome test to the determination of the mutagenic properties of mineral oils. Mutat. Res. 77: 327-339.

Herod, A.A. and James, R.G. 1978. A review of methods for the estimation of PAHs with particular reference to coke oven emissions. J. Inst. Fuel. 51: 164-177.

Herrmann, R. 1981. Transport of polycyclic aromatic hydrocarbons through a partly urbanized river basin. Water, Air, Soil Pollut. 16: 445-467.

Hinga, K.R., Pilson, M.E.Q., Lee, R.F., Farrington, J.W., Tjessem, K. and Davis, A.C. 1980. Biogeochemistry of benzanthracene in an enclosed marine ecosystem. Environ. Sci. Technol. 14: 1136-1143.

Hites, R.A. 1981. Sources and fates of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons. ACS Symp. Ser. 167: 187-196.

Hites, R.A. and Biemann, W.G. 1975. Identification of specific organic compounds in a highly anoxic sediment by GC/MS and HRMS. Adv. Chem. Ser. 147: 188-201.

Hites, R.A. and Gschwend, P.M. 1982. The ultimate fates of polycyclic aromatic hydrocarbons in marine and lacustrine sediments. In Polynuclear aromatic hydrocarbons: Physical and biological chemistry. Edited by M. Cooke, A.J. Dennis and G.L. Fisher. 6th Int. Symp. Battelle Press. Columbus, Ohio. pp. 357-366.

Hites, R.A., Laflamme, R.E. and Farrington, J.W. 1977. Sedimentary polycyclic aromatic hydrocarbons-the historical record. Science 198: 829-831.

Hites, R.A., Laflamme, R.E. and Windsor, J.G. 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine/aquatic sediments-their ubiquity. Adv. Chem. Sec. 185: 289-311.

Ho, C.H., Clark, B.R. and Guerin, M.R. 1976. Direct analysis of organic compounds in aqueous by-products from fossil fuel conversion processes - oil shale refueling, synthane coal gasification and CoED coal liquification. J. Environ. Sci. Health; Part A II: 481-489.

Hochman, H. 1967. Creosoted wood in a marine environment - a summary report. Proc. Am. Wood Preser. Assoc. 16: 138-149.

Hodgins, H.O., Gronlund, W.D., Mighell, J.L., Hawkes, J.W. and Robisch, P.A. 1977a. Effect of crude oil on trout reproduction. In Fate and effects of petroleum hydrocarbon in marine organisms and ecosystems. Edited by D.A. Wolfe. Pergamon Press. New York. pp. 143-150.

Hodgins, H.O., McCain, B.B. and Hawkes, J.W. 1977b. Marine fish and invertebrate diseases, host disease resistance and pathological effects of petroleum. In Effects of petroleum on arctic and subarctic marine environments and organisms. Vol II. Edited by D.C. Malins. Academic Press, N.Y. pp. 95-173.

Hoffmann, D. and Wynder, E.L. 1976. Environmental respiratory carcinogenesis. In Chemical carcinogens. Edited by C.E. Searle. ACS Monograph 173. Washington, D.C. pp. 324-365.

Hoffmann, D. and Wynder, E.L. 1977. Organic particulate pollutants - chemical analysis and bioassays for carcinogenicity. In Air pollution. Vol II. Third Edition. Edited by A.C. Stein. Academic Press, New York. pp. 361-455.

Hoffmann, D.J. 1979. Embryotoxic and teratogenic effects of petroleum hydrocarbons in mallards (Anas platyrhynchos). J. Toxicol. Environ. Health 5: 835-844.

Hoffmann, D.J. and Gay, M.L. 1981. Embryotoxic effects of benzo[a]pyrene, chrysene and 7,12-dimethylbenz[a]anthracene in petroleum hydrocarbon mixtures in mallard ducks. J. Toxicol. Environ. Health 7: 775-787.

Holloway, S.L., Faw, G.M. and Sizemore, R.K. 1980. The bacterial community composition of an active oil field in the Northwestern Gulf of Mexico. Mar. Poll. Bull. 11: 153-156.

Hose, J.E., Hannah, J.B., Landolt, M.L., Miller, B.S., Felton, S.P. and Iwaoka, W.T. 1981. Uptake of benzo[a]pyrene by gonadal tissue of flatfish (Family Pleuronectidae) and its effects on subsequent egg development. J. Toxicol. Environ. Health 7: 991-1000.

Howard-Smith, I. and Werner, G.J. 1975. Coal conversion technology - a review. Millmerran Coal Ply Ltd. Brisbane, Australia.

Huffstetler, J.K. and Rickert, L.W. 1977. Conversion processes. In Environmental health and control aspects of coal conversion: An information overview. Vol. I. Edited by H.M. Braunstein, E.D. Coperhower, H.A. Pfuderer. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. ORNL/EIS-94. 125 pp.

Hughes, M.M., Natusch, D.F.S., Taylor, D.R. and Zeller, M.V. 1979. Chemical transformation of particulate polycyclic organic matter. In Polynuclear aromatic hydrocarbons: Chemistry and biological effects. Edited by Bjorseth and A.J. Dennis. Batelle Press, Columbus, Ohio. pp. 1-8.

Humenick, M.J. and Mattox, G.F. 1978. Groundwater pollutants from underground coal gasification. Water Res. 12: 463-469.

ICES. 1981. Procès-verbal de la reunion 1981. International Council for the Exploration of the Sea. 1981/4:6. Copenhagen, Denmark. p. 144.

Il'nitskii, A.P. 1980. Biomedical evaluation of the environment in areas of active volcanic activity. Sov. J. Ecol. 11: 238-243.

Il'nitskii, A.P. and Ershova, K.P. 1970. Factors influencing the solubility of benzo[a]pyrene in water. Vopr. Onkol. 16: 86.

Il'nitskii, A.P., Ershova, K.P., Khesina, A.Y., Rozhkova, L.G., Klubkov, V.G. and Korolev, A.A. 1971. Stability of carcinogens in waters and efficacy of methods of decontamination. Hyg. Sanit. 36: 9-13.

Il'nitsky, A.P., Vinogradov, V.N., Riabchun, V.K., Mischenko, V.S., Gvildis, V.Y., Belitsky, G.A., Shabad, L.M. 1979a. The retrospective study of the carcinogenic hydrocarbon benzo[a]pyrene in the biosphere. Cancer Lett. 8: 51-58.

Il'nitsky, A.P., Lembik, J.L., Solenova, L.G. and Shabad, L.M. 1979b. On the distribution of benzo[a]pyrene among different objects of the aqueous medium in water bodies. Cancer Detec. Preven. 2: 471-483.

Ishio, S., Yario, T. and Nakagama, R. 1970. Algal cancer and causal substances in wastes from the coal chemical industry. In Proc. 5th international water pollution research conference. Pergamon Press. London. pp. 1-8.

Ishio, S., Kawabe, K. and Tomiyama' T. 1972a. Algal cancer and its causes-I. Carcinogenic potencies of water and suspended solids discharged to the river Ohmuta. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish. 38: 17-24.

Ishio, S., Nakayama, H. and Tomiyama, T. 1972b. Algal cancer and its causes-II. Separation of carcinogenic compounds from sea bottom mud polluted by wastes of the coal chemical industry. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish. 38: 571-576.

IUPAC. 1979. Nomenclature of organic chemistry. Sect. A. Hydrocarbons. Section B. Fundamental heterocyclic systems. Prepared by J. Rigaudy and S.P. Khleshey. International Union of Pure and Applied Chemistry. Pergamon Press, Oxford. pp. 1-177.

Jaeger, J. and Hanus, V. 1980. Reaction of solid carrier-adsorbed polycyclic aromatic hydrocarbons with gaseous low-concentrated nitrogen dioxide. J. Hyg. Epidemiol. Microbiol. Immunol. 24: 1-12.

Jaeger, J. and Rokovic, M. 1974. Sulfur-dioxide-induced qualitative changes in polycyclic aromatic hydrocarbons adsorbed in solid carriers. J. Hyg. Epidemiol. Microbiol. Immunol. 18: 137-143.

James, M.O. and Bend, J.R. 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbon induction of cytochrome P-450-dependent mixed-function oxidases in marine fish. Toxicol. Appl. Pharmacol. 54: 117-133.

James, M.O. and Little, P.J. 1980. Characterization of cytochrome. P450 dependent mixed-function oxidation in the spiny lobster, Panulirus argus. In Biochemistry, biophysics and regulation of cytochrome P-450. Edited by J.A. Gastafsson, J. Carlstedl-Duke, A. Mode and J. Rafter. Elsevier Scientific Publishing Co., N.Y. (Elsevier/North Holland).

James, M.O., Bowen, E.R., Dansette, P.M. and Bend, J.R. 1979a. Epoxide hydrase and glutathione S-transferase activities with selected alkene and arene oxides in several marine species. Chem.-Biol. Interactions 25: 321-344.

James, M.O., Khan, M.A.Q. and Bend, J.R. 1979b. Hepatic microsomal mixed-function oxidase activities in several marine species common to coastal Florida. Comp. Biochem. Physiol.,C 62: 155-164.

Jerina, D.M., Lehr, R., Schaeffer-Ridder, M., Yagi, H., Karle, J.M., Thakker, D.R., Wood, A.W., Lu, A.Y.H., Ryan, D., West, S., Levin, W. and Cooney, A.H. 1977. Bay-region epoxides of dihydrodiols: A concept explaining the mutagenic and carcinogenic activity of benzo[a]pyrene and benzo[a]anthracene. In Origins of human cancer: Cold Spring Harbor conference on cell proliferation. Vol. 4. pp. 639-658.

John, E.D. and Nickless, G. 1977. Gas chromatographic method for the analysis of major polynuclear aromatics in particulate matter. J. Chromatogr. 138: 399-412.

John, E.D., Cooke, M. and Nickless, G. 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments taken from the Severn Estuary drainage system. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 22; 653-659.

Jones, P.W. 1975. Final report on heat burning emission program. Contract No. 63-02-1409, Task 28. Batelle Columbus Laboratories, Columbus, Ohio (as quoted in McMahon and Tsoukalas 1978).

Junk, G.A. and Ford, C.S. 1980. A review of organic emissions from selected combustion processes. Chemosphere 9: 187-230.

Karickhoff, S.W., Brown, D.S. and Scott, T.A. 1979. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. Water Res. 13: 241-248.

Katz, M. and Pierce, R.C. 1976. Quantitation distribution of polynuclear aromatic hydrocarbons in relation to particle size of urban particulates. In Carcinogenesis. Volume 1. Polynuclear aromatic hydrocarbons: Chemistry, metabolism, and carcinogenesis. Edited by R.I. Freundenthal and P.W. Jones. Raven Press, New York. pp. 413-429.

Katz, M., Chan, C., Tosine, H. and Sakuma, T. 1979. Relative rates of photochemical and biological oxidation (in vitro) of polynuclear aromatic hydrocarbons. In Polynuclear aromatic hydrocarbons. Edited by P.W. Jones and P. Leber. Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor. pp. 171-189.

Kauss, P.B. and Hutchinson, T.C. 1975. The effects of water soluble petroleum components on the growth of Chlorella vulgaris Beijerinch. Environ. Pollut. 9: 157-174.

Kauss, P., Hutchinson, T.C., Soto, C., Hellebust, J. and Griffiths, M. 1973. The toxicity of crude oil and its components to freshwater algae. In Proc. 1973 Conference on prevention and control of oil spills. Washington, D.C. pp. 703-714.

Kawakami, Y. and Nishimura, H. 1976. Benzo[a]pyrene in the sediment of Osaka Bay and Keihia Canal and its estimated sources. J. Oceanol. Soc. Japan 32: 175-181.

Kertész-Saringer, M., Mészaros, E. and Varkonyi, T. 1971. Technical note on the size distribution of benzo[a]pyrene containing particles in urban air. Atmos. Environ. 5: 429-431.

Kezic, H., Rijavec, M. and Kurelec, B. 1980. Frequency of neoplasia in fish from the river Sava, Yugoslavia. Mutat. Res. 74(3): 195.

Khan, M.A.W., Coello, W., Khan, A.A. and Pinto, H. 1972. Some characteristics of the microsomal mixed-function oxidase in the freshwater crayfish, Cambarus. Life Sci. 11: 405-415.

Khan, Z.S. and Hughes, T.W. 1977. Source assessment: Asphalt hot mix. US Environmental Protection Agency. EPA-600/2-77-107n. (quoted in Peters et al. 1981).

Klevens, H.B. 1950. Solubilization of polycyclic hydrocarbons. J. Phys. Colloid. Chem. 54: 283-298.

Knap, A.H. and Williams, P.J. Le B. 1982. Experimental studies to determine the fate of petroleum hydrocarbons from refinery effluent in an estuarine system. Environ. Sci. Technol. 16: 1-4.

Knutzen, J. and Sortland, B. 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in some algae and invertebrates from moderately polluted parts of the coast of Norway. Water Res. 16: 421-428.

Koons, C.B. and Monaghan, P.H. 1976. Input of hydrocarbons from seeps and recent biogenic sources. In Sources, effects and sinks of hydrocarbons in the aquatic environment. American Institute of Biological Sciences. Washington, D.C. pp. 84-107.

Korfmacher, W.A., Natusch, D.F.S., Taylor, D.R., Wehry, E.L. and Mamantov, G. 1979. Thermal and photochemical decomposition of particulate PAH. In Polynuclear aromatic hydrocarbons: Chemistry and biological effects. Edited by A. Bjorseth and A.J. Dennis. Batelle Press, Columbus, Ohio. pp. 165-170.

Korfmacher, W.A., Natusch, D.F.S., Taylor, D.R., Mamantov, G. and Wehry, E.L. 1980a. Oxidative transformations of polycyclic aromatic hydrocarbons adsorbed on coal fly ash. Science 207: 763-765.

Korfmacher, W.A., Wehry, E.L., Mamantov, G. and Natusch, D.F.S. 1980b. Resistance to photochemical decomposition of polycyclic aromatic hydrocarbons vapor-absorbed in coal fly ash. Environ. Sci. Technol. 14: 1094-1099.

Kornberg, H. 1982. Oil pollution of the sea: An assessment. Philos. Tran. R. Soc. London, Ser. B. 279: 429-432.

Kortum, G. and Braun, W. 1960. Photochemische reaktimen des anthracens in absorbierten zustand. Justus Liebigs Ann. Chem. 632: 104-115.

Kuhn, E.A. 1974. National energy considerations involving shale oil. In Analytical chemistry pertaining to oil shale and shale oil. National Science Foundation, Washington, D.C. (as quoted in Guerin 1978).

Kühnhold, W.W. and Busch, F. 1978. On the uptake of three different types of hydrocarbons by salmon eggs (Salmo salar L.) Meeresforsch. 26: 50-59.

Kurelec, B., Britvic, S., Müller, W.E.G. and Zahn, R.K. 1977. Benzo[a] pyrene monooxygenase induction in marine fish - molecular response to oil pollution. Mar. Biol. 44: 211-216.

Kurelec, B., Matijasevic, Z., Rijavec, M., Alacevic, M., Britvic, S., Müller, W.E.G. and John, R.K. 1979. Induction of benzo[a]pyrene mono-oxygenase in fish and the salmonella test as a tool for detecting mutagenic/carcinogenic xenobiotics in the aquatic environment. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 21: 799-807.

Kusk, K.O. 1981. Comparison of the effects of aromatic hydrocarbons on a laboratory alga and natural phytoplankton. Bot. Mar. 25: 611-613.

Lake, J.L., Norwood, C., Dimock, C. and Bowen, R. 1979. Origins of polycyclic aromatic hydocarbons in estuarine sediments. Geochim. Cosmochim. Acta 43: 1847-1854.

Lane, D.A. and Katz, M. 1977. The photomodification of benzo[a]pyrene, benzo[b]fluoranthene and benzo[k]fluoranthene under simulated atmospheric conditions. In Fate of pollutants in the air and water environments. Part 2. Edited by I.H. Suffet. Wiley-Interscience, New York. pp. 137-154.

Lao, R.C. 1982. Personal communication. Air Pollution Control Directorate, Environmental Protection Service, Environment Canada.

Lao, R.C. and Thomas, R.S. 1979. The volatility of PAH and possible losses in ambient sampling. In Polynuclear aromatic hydrocarbons: Chemistry and biological effects. Edited by A. Bjorseth and A.J. Dennis. Batelle Press, Columbus, Ohio. pp. 829-839.

Lao, R.C., Thomas, R.S. and Monkman, J.L. 1975. Computerized gas chromatographic-mass spectrometric analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in environmental samples. J. Chromatogr. 112: 681-700.

Larson, R.A., Hunt, L.L. and Blankenship, D.W. 1977. Formation of toxic products from a #2 fuel oil by photooxidation. Environ. Sci. Technol. 11: 492-496.

Later, D.W., Lee, M.L. and Wilson, B.W. 1981. Selective determination of amino polycyclic aromatic compounds in solvent refined coal. Anal. Chem. 54: 117-123.

Laughlin, R.B. and Neff, J.M. 1979. Interactive effects of salinity, temperature and polycyclic aromatic hydrocarbons on the survival and development rate of larvae of the mud crab Rhithropanopeus harrisii. Mar. Biol. 53: 281-291.

Laughlin, R.B. and Neff, J.M. 1980. Influence of temperature, salinity and phenanthrene (a petroleum derived polycyclic aromatic hydrocarbon) on the respiration of larval mud crabs, Rhithropanopeus harrisii. Estuarine Coastal Mar. Sci. 10: 655-669.

Lawler, G.C., Loong, W.-A. and Laseter, J.L. 1978. Accumulation of aromatic hydrocarbons in tissues of petroleum-exposed mallard ducks (Anas platyrynchos). Environ. Sci. Technol. 12: 51-54.

Lee, F.S.C., Pierson, W.R. and Ezike, J. 1979a. The problem of PAH degradation during filter collection of airborne particulates-an evaluation of several commonly used filter media. In Polynuclear aromatic hydrocarbons: Chemistry and biological effects. Edited by A. Bjorseth and A.J. Dennis. Batelle Press, Columbus, Ohio. pp. 543-563.

Lee, M.L. and Wright, B.W. 1980. Capillary column gas chromatography of polycyclic aromatic compounds: A review. J. Chromatogr. Sci. 18: 345-358.

Lee, M.L., Vassilaros, D.L., Pipkin, W.S. and Sorenson, W.L. 1979b. Combined glass capillary column-gas chromatography and mixed charge exchange chemical ionization-mass spectrometry of isomeric polycyclic aromatic hydrocarbons. In Trace organic analysis. NBS Special Publication 519. U.S. Government Printing Office. Washington, D.C. 731 pp.

Lee, M.L., Willey, C., Castle, R.N. and White, C.M. 1979c. Separations and identification of sulfur heterocycles in coal-derived products. In Polynuclear aromatic hydrocarbons: Chemistry and biological effects. Edited by A. Bjorseth and A.J. Dennis. Batelle Press, Columbus, Ohio. pp. 59-73.

Lee, R.F. 1976. Metabolism of petroleum hydrocarbons in marine sediments. In Sources, effects and sinks of hydrocarbons in the aquatic environment. Am. Institit. Biol. Sci. pp. 334-344.

Lee, R.F. 1981. Mixed function oxygenases (MFO) in marine invertebrates. Mar. Biol. Lett. 2: 87-105.

Lee, R.F. and Singer, S.C. 1979. Detoxifying enzyme systems in marine polychaetes. Increases in activity after exposure to aromatic hydrocarbons. ICES workshop on problems of monitoring biological effects of pollution in the sea. Beaufort, N.C. U.S.A. International Council for the Exploration of the Sea. No. 23.

Lee, R.F. and Singer, S.C. 1980. Detoxifying enzyme system in marine polychaetes: Increases in activity after exposure to aromatic hydrocarbons. Rapp. P.-V. Reun., Cons. Int. Explor. Mer 179: 29-32.

Lee, R.F., Sauerheber, R. and Bensen, A.A. 1972a. Petroleum hydrocarbons: Uptake and discharge by the marine mussel Mytilus edulis. Science 177: 344-346.

Lee, R.F., Sauerheber, R. and Dobbs, G.H. 1972b. Uptake, metabolism and discharge of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine fish. Mar. Biol. 17: 201-208.

Lee, R.F., Ryan, C. and Neuhaser, M.L. 1976. Fate of petroleum hydrocarbons taken from food and water by the blue crab Callinectes sapidus. Mar. Biol. 37: 363-370.

Lee, R.F., Gardner, W.S., Anderson, J.W., Blaylock, J.W. and Barwell-Clark, J. 1978. Fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in controlled ecosystem enclosures. Environ. Sci. Tech. 12: 832-838.

Lee, R.F., Singer, S.C., Tenore, K.R. and Gardner, W.S. 1979d. Detoxification system in polychaete worms: Importance in the degradation of sediment hydrocarbons. In Marine pollution: Functional responses. Edited by W.B. Vernberg, F.P. Thurberg, A. Calabrese and F.J. Vernberg. Academic Press, New York. pp. 23-37.

Lee, R.F., Singer, S.C. and Page, D.S. 1981. Responses of cytochrome P450 systems in marine crab and polychaetes to organic pollutants. Aquat. Toxicol. 1: 355-365.

Lee, R.F., Hinga, K. and Almquist, G. 1982. Fate of radiolabeled polycyclic aromatic hydrocarbons and pentachlorophenol in enclosed marine ecosystems. In Marine mesocosms: Biological and chemical research on experimental ecosystems. Edited by M.R. Reeve. Springer. Secaucus, N.J. pp. 123-135.

Lee, W.Y. and Nichol, J.A.C. 1978. Individual and combined toxicity of some petroleum aromatics to the marine amphipod Elasmopus pectenicrus. Mar. Biol. 48: 215-222.

Leinonen, P.J. and Mackay, D. 1973. Multicomponent solubility of hydrocarbons in water. Can. J. Chem. Eng. 51: 230-233.

Leo, A.J. 1975. Calculation of partition coefficients useful in the evaluation of the relative hazards of various chemicals in the environment. In International Joint Commission symposium on structure-activity correlations in studies of toxicity and bioconcentration with aquatic organisms. pp. 151-176.

Leversee, G.J., Giesy, J.P., Landrum, P.F., Bartell, S., Gerould, S., Bruno, M., Spacie, A., Bowling, J., Haddock, J. and Fannin, T. 1981. Disposition of benzo[a]pyrene in aquatic systems components: Periphyton, chironomids, daphnia, fish. In Chemical analytical and biological fate: Polynuclear aromatic hydrocarbons. 5th Int. symp. Edited by M. Corke and A.J. Dennis. Batelle Press, Columbus, Ohio. pp. 357-366.

Leversee, G.J., Giesy, J.P., Landrum, P.F., Gerould, S., Bowling, J.W., Fannin, T.E., Haddock, J.D. and Bartell, S.M. 1982. Kinetics and biotransformation of benzo[a]pyrene in Chironomus riparius. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 11: 25-31.

Lijinsky, W., Saffiotti, V. and Shubik, P. 1957. Chemical constitutions and carcinogenic action of creosote oil. J. Nat. Cancer Inst. 18: 587-692.

Lijinsky, W., Domsky, I., Mason, G., Ramaki, H.Y. and Safari, T. 1963. The chromatographic determination of trace amounts of polynuclear hydrocarbons in petroleum, mineral oil and coal tar. Anal. Chem. 35: 952-956.

Liss, P.S. 1973. Processes of gas exchange across an air-water interface. Deep Sea Res. 20: 221-238.

Liss, P.S. and Slater, P.G. 1974. Flux of gases across the air-sea interface. Nature 247: 181-184.

Lindmark, D.G. 1981. Activation of polynuclear aromatic hydrocarbons to mutagens by the marine ciliate Parauronema acutum. Appl. Environ. Microbiol. 41(5): 1238-1242.

Löfroth, G. 1980. Comparison of the mutagenic activity from diesel and gasoline powered motor vehicles to carbon particulate matter. In Proc. EPA 2nd symposium on application of short-term bioassays in the analysis of complex environmental mixtures. Williamsburg, VA, March 4-7. US Environmental Protection Agency.

Lorenz, L.F. and Gjovik, L.R. 1972. Analyzing creosote by gas chromatography - relationship to creosote specifications. Am. Wood Preser. Assoc. Journal. 63: 32-42.

Love, R.M. 1970. The chemical biology of fish. Academic Press. London.

Lu, P.Y., Metcalfe, R.L., Plummer, N. and Mandel, D. 1977. The environmental fate of three carcinogens: Benzo[a]pyrene, benzidine, and vinyl chloride evaluated in laboratory model ecosystems. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 6: 129-142.

Lunde, G. and Bjorseth, A. 1977. Polycyclic aromatic hydrocarbons in long-range transported aerosols. Nature 268: 518-519.

Mackay, D. 1982. Correlation of bioconcentration factors. Environ. Sci. Technol. 16: 274-278.

Mackay, D. and Leinonen, P.J. 1975. Rate of evaporation of low-solubility by contaminants from water bodies to atmosphere. Environ. Sci. Technol. 9: 1178-1180.

Mackay, D. and Shiu, W.Y. 1977. Aqueous solubility of polynuclear aromatic hydrocarbons. J. Chem. Eng. Data. 22: 399-402.

Mackay, D. and Wolkoff, A.W. 1973. Rate of evaporation of low-solubility contaminants from waterbodies to atmosphere. Environ. Sci. Technol. 7: 611-614.

Mackay, D., Shiu, W.Y. and Sutherland, R.P. 1979. Determination of air-water Henry's law constants for hydrophobic pollutants. Environ. Sci. Technol. 13: 333-337.

Mackie, P.R., Hardy, R., Whittle, K.J., Bruce, C. and McGill, A.S. 1980. The tissue hydrocarbon burden of mussels from various sites around the Scottish coast. In Polynuclear aromatic hydrocarbons: Chemical and biological effects. 4th Int. symp. Battelle press. Columbus, Ohio. pp. 379-393.

Mainwaring, S.J. and Stirling, D.M. 1981. A study of the size distribution and concentrations of polynuclear aromatic hydrocarbons in Melbourne air. Proc. 7th int. clean air conf. pp. 605-622.

Malins, D.C. 1977. Metabolism of aromatic hydrocarbons in marine organisms. Ann. N.Y. Acad. Sci. 298: 482-496.

Masuda, Y. and Kuratsune, M. 1966. Photochemical oxidation of benzo[a]pyrene. Air Water Pollut. 10: 805-811.

Matos, E.L. and deLustig, E.S. 1973. Teratogenic effects of carcinogen implantation in a regenerative field in Bufo arenarum tadpoles. Teratology 8: 167-173.

Mattox, C.F. and Humenick, M.J. 1980. Organic groundwater contaminants from UCG. In situ 4: 129-151.

Maxwell, J.R., Pillinger, C.T. and Eglinton, G. 1971. Organic geochemistry. Q. Rev. 25: 571-628.

May, W.E., Wasik, S.P. and Freeman, D.H. 1978a. Determination of the aqueous solubility of polynuclear aromatic hydrocarbons by a coupled column liquid chromatographic technique. Anal. Chem. 50: 175-179.

May, W.E., Wasik, S.P. and Freeman, D.H. 1978b. Determination of the solubility behavior of some polycyclic aromatic hydrocarbons in water. Anal. Chem. 50: 997-1000.

McAuliffe, C.D. 1976. Surveillance of the marine environment for petroleum hydrocarbons. In Assessment of arctic marine environment: Selected Topics. Inst. Mar. Sci. Univ. of Alaska.

McCain, B.B., Hodgins, H.O., Sparks, A.K. and Gronlund, W.D. 1978. Determine the frequency and pathology of marine fish diseases in the Bering Sea, Gulf of Alaska and Beaufort Sea. Annual Report, Contract #R7-120817 Outer Continental Shelf Energy Assessment Program. U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Land Management. pp. 179-215.

McCarthy, J.F. 1981. Routes of uptake of polycyclic aromatic hydrocarbons by Daphnia magna. Am. Zool. 21: 1032.

McCoy, E.C. and Rosenkranz, H.S. 1980. Activation of polycyclic aromatic hydrocarbons to mutagens by singlet oxygen: An enhancing effect of atmospheric pollutants? Cancer Lett. 9: 35-42.

McGinnes, P.R. and Snoeyink, V.L. 1974. Determination of the fate of polynuclear aromatic hydrocarbons in natural water systems. Res. Rep. Univ. Ill., Urbana-Champaign. Water Resour. Cent. No. 80. 56 pp.

McIntyre, A.D. and Whittle, K.J. (editors). 1977. Petroleum hydrocarbons in the marine environment. Rapp. P.V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer. 171. 1977 (as quoted in Connell and Miller 1980).

McIntyre, A.E., Perry, R. and Lester, J.N. 1981. Analysis of polynuclear aromatic hydrocarbons in sewage sludges. Anal. Lett. 14: 291-309.

McKenna, E.J. and Heath, R.D. 1976. Biodegradation of polynuclear aromatic hydrocarbon pollutants by soils and water microorganisms. Res. Rep. Univ. Ill. Urbana-Champaign Water Resour. Cent. 113: 1-25.

McMahon, C.K. and Tsoukalas, S.N. 1978. Polynuclear aromatic hydrocarbons in forest fire smoke. In Carcinogenesis. Vol. 3. Polynuclear aromatic hydrocarbons. Edited by P.W. Jones and R.I. Freudenthal. Raven Press, New York. pp. 61-73.

Means, J.C., Hassett, J.J., Wood, S.G. and Banwart, W.L. 1979. Sorption properties of energy-related pollutants and sediments. In Polynuclear aromatic hydrocarbons. 3rd Int. symp. on chemistry and biology - carcinogenesis and mutagenesis. Edited by P.W. Jones and P. Leber. Ann Arbor Science Publishers Inc. Ann Arbor, Mich. pp. 327-340.

Means, J.C., Wood, S.G., Hassett, J.J. and Banwart, W.L. 1980. Sorption of polynuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils. Environ. Sci. Technol. 14: 1524-1528.

Means, J.C., Wood, S.G., Hassett, J.J. and Banwart, W.L. 1982. Sorption of amino- and carboxy-substituted polynuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils. Environ. Sci. Technol. 16: 93-97.

Melius, P., Elan, D., Kilgore, M., Tan, B. and Schoor, W.P. 1980. Mixed function oxidase inducibility and polyaromatic hydrocarbon metabolism in the mullet, sea catfish and gulf killifish. In Polynuclear aromatic hydrocarbons: Chemistry and biological effects. 4th Int. symp. Edited by A. Bjorseth and A.J. Dennis. Batelle Press, Columbus, Ohio. pp. 1059-1075.

Mertens, E.W. 1976. The impact of oil on marine life: A summary of field studies. In Sources, effects and sinks of hydrocarbons in the aquatic environment. Proc. symp., American University, Washington, D.C. pp. 508-514.

Metcalf, R.C. 1977. Biological fate and transformation of pollutants in water. In Advances in environmental science and technology. Vol 8. Fate of pollutants in the air and water environments. Part 2. Chemical and biological fate of pollutants in the environment. Edited by I.H. Suffet. John Wiley and Sons Inc. New York. pp. 195-221.

Meyers, P.A. and Quinn, J.G. 1973. Association of hydrocarbons and mineral particles in saline solutions. Nature 244: 23-24.

Miguel, A.H. and Friedlander, S.K. 1978. Distribution of benzo[a]-pyrene and coronene with respect to particle size in Pasadena aerosols in the submicron range. Atmos. Environ. 12: 2407-2413.

Miguel, A.H. and Rubenick, L.M.S. 1979. Submicron size distributions of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons in combustion source emissions. In Polynuclear aromatic hydrocarbons: Chemistry and biological effects. Edited by A. Bjorseth and A.J. Dennis. Batelle Press, Columbus, Ohio. pp. 1077-1083.

Miller, D.J. 1977. Loss of creosote from Douglas Fir marine pits. For. Prod. J. 27: 28-33.

Mix, M.C., Schaffer, R.L. and Hemingway, S.J. 1981. Polynuclear aromatic hydrocarbons in bay mussels (Mytilus edulis) from Oregon. In Phyletic approaches to cancer. Edited by C.J. Dawe, J.C. Harshbarger, S. Kondo, T. Sugimura and S. Takayama. Japan Sci. Soc. Press. Tokyo. pp. 167-177.

MOE. 1979. Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. A background report including available Ontario data. Ontario Ministry of the Environment. ARB-TDA-Report No. 58-79. 193 pp.

Mohr, U. 1978. Toxicologic and pathologic data on polycyclic aromatic hydrocarbons and automobile exhaust condensate. Ecotoxicol. Environ. Safety. 2: 267-276.

Moore, M.N., Lower, D.M. and Fieth, P.E.M. 1978. Lysosomal responses to experimentally injected anthracene in the digestive cells of Mytilus edulis. Mar. Biol. 48: 297-302.

Morgan, D.D. and Warshawsky, D. 1977. The photodynamic immobilization of Artemia salina nauplii by polycyclic aromatic hydrocarbons and its relationship to carcinogenic activity. Chem. Photobiol. 25: 39-46.

Moscowitz, C.M. 1978. Source assessment: Major barium chemicals. US Environmental Protection Agency. EPA-600/2-78-004b. (quoted in Peters et al. 1981).

Murphy, D.J., Buchan, R.M. and Fox, D.G. 1982. Ambient particulate and benzo[a]pyrene concentrations from residential wood combustion in a mountain community. In Polynuclear aromatic hydrocarbons: Physical and biological chemistry. Edited by M. Cooke, A.J. Dennis and G.L. Fisher. 6th Int. symp. Battelle Press, Columbus, Ohio. pp. 567-574.

Murray, H.E., Ray, L.E. and Giam, C.S. 1981. Analysis of marine sediment, water and biota for selected organic pollutants. Chemosphere 10: 1327-1334.

Natusch, D.F.S. 1978. Potentially carcinogenic species emitted to the atmosphere by fossil-fueled power plants. Environ. Health Perspect. 22: 79-90.

Natusch, D.F.S and Tomkins, [illegible] 1978. Theoretical consideration of the absorption of po[illegible]clear aromatic hydrocarbons vapor onto fly ash in a coal-fired power plant. In Carcinogenesis, Volume 3. Polynuclear aromatic hydrocarbons. Edited by P.W. Jones and R.I. Freudenthal. Raven Press, New York. pp. 145-153.

Nava, M.E. and Engelhardt, F.R. 1980. Compartmentalization of ingested labelled petroleum in tissues and bile of the American eel Anguilla rostrata. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24: 879-885.

Neff, J.M. 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment: Sources, fates and biological effects. Applied Science Publishers, London. 262 pp.

Neff, J.M. and Anderson, J.W. 1975. Accumulation, release and distribution of benzo[a]pyrene $^{14}C$ in the clam Rangea cumecta. In Proc. conf. on prevention and control of oil pollution. Edited by J.W. Anderson. American Petroleum Institute, Washington, D.C. pp. 469-471.

Neff, J.M., Anderson, J.W., Cox, B.A., Laughlin, R.B., Rossi, S.S. and Tatem, H.E. 1976. Effects of petroleum on survival, respiration and growth of marine animals. In Sources, effects and sinks of hydrocarbons in the aquatic environment. American Institute of Biological Sciences, Arlington, VA. pp. 515-532.

Neilsen, T. 1982. Nitro derivatives of polynuclear aromatics: Formation presence and transformation in stack and exhaust gases and in the atmosphere. RISOE Rep. 455. Riso National Laboratory, DK400, Ruskilde, Denmark. 43 pp.

Nestler, F.H.M. 1974. The characterization of wood preserving creosote by physical and chemical methods of analysis. USDA Forest Service Research Paper FPL195. USDA Forest Service, Forest Products Laboratory, Madison, Wisconsin. Available from US National Technical Information Service AD 784-554.

Neukomm, S. 1974. The newt test for studying certain categories of carcinogenic substances. Excerpta Median International Congress Series No. 311. Experimental model systems in toxicology and their significance in man. Proc. European Society for the study of drug toxicity. Zurich, Switzerland. American Elsevier Publishing Co., New York. pp. 228-235.

Nielson, T. 1979. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in automobile exhaust by means of high-performance liquid chromatography with fluorescence detection. J. Chromatogr. 170: 147-156.

Oil and Gas Journal. 1977. Worldwide directory. Refining and gas processing. (as quoted in Ramdahl 1981).

Oliver, B.A., Cosgrove, E.G. and Carey, J.H. 1979. Effect of suspended sediments on the photolysis of organics in water. Environ. Sci. Technol. 13: 1075-1077.

Ontario Ministry of Labour. 1982. The report on the designation of coke oven emissions in Ontario. 290 pp.

Oppenheimer, C.H., Gunkel, W. and Gassmann, G. 1977. Microorganisms and hydrocarbons in the North Sea during July-August 1975. In Proc. 1977 oil spill conference. American Petroleum Institute publ. No. 4284.

Ott, F.S., Harris, R.P. and O'Hara, S.C.M. 1978. Acute and sublethal toxicity of naphthalene and three methylated derivatives to the estuarine copepod, Eurytemora affinis. Mar. Environ. Res. 1: 49-58.

Pancirov, R.J. 1974. Compositional data on API reference oils used in biological studies: a No. 2 fuel oil, a Bunker C., Kuwait crude oil, and South Louisiana crude oil. American Petroleum Institute. Washington, D.C.

Pancirov, R.J. and Brown, R.A. 1975. Analytical methods for polynuclear aromatic hydrocarbons in crude oils, heating oils and marine tissues. Proc. 1st conf. in prevention and control of oil pollution. Washington, D.C. American Petroleum Institute. pp. 103-113.

Patelunas, G.M., Krause, A.J. and Berkey, E. 1979. Special considerations in the environmental study program for coal gasification plants. Proc. Inst. Environ. Sci., 25th Annual Tech. Meet. of Inst. Environ. Sci. pp. 298-301.

Payne, J.F. 1976. Field evaluation of benzopyrene hydroxylase induction as a monitor for marine petroleum pollution. Science 191: 945-946.

Payne, J.F. 1977. Mixed function oxidases in marine organisms in relation to petroleum hydrocarbon metabolism and detection. Mar. Poll. Bull. 8: 112-116.

Payne, J.F. 1980. A review of the effects of oil and grease in the marine environment. In Regulated levels of schedule I substances in the ocean dumping control act - a review. Ocean Dumping Rep. 3: 51-72.

Payne, J.F. and Fancey, L.L. 1982. Effect of long-term exposure to petroleum on mixed function oxygenases in fish. Further support for use of the enzyme system in biological monitoring. Chemosphere 11: 207-214.

Payne, J.F. and May, N. 1979. Further studies on the effect of petroleum hydrocarbons on mixed-function oxidases in marine organisms. In Pesticide and xenobiotic metabolism in aquatic organisms. Edited by M.A.Q. Khan, J.J. Lech, J.J. Menn. American Chemical Society, Washington, D.C. pp. 339-347.

Payne, J.F. and Penrose, W.R. 1975. Induction of aryl hydrocarbon benzo[a]pyrene by hydroxylase in fish by petroleum. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 14: 112-116.

Payne, J.F., Kicenuik, J.W., Squires, W.R. and Fletcher, G.L. 1978a. Pathological changes in a marine fish after 6-months exposure to petroleum. J. Fish. Res. Board Can. 35: 665-667.

Payne, J.F., Martins, I. and Rahimtula, A. 1978b. Crankcase oils: Are they a major mutagenic burden in the aquatic environment? Science 200: 329-330.

Payne, J.F., Maloney, R. and Rahimtula, A. 1979. Are petroleum hydrocarbons an important source of mutagens in the marine environment? In Proc. 1979 oil spill conf. American Petroleum Institute publ. No. 4308. pp. 533-536.

Payne, J.F., Rahimtula, A. and Lein, S. 1983. Metabolism of petroleum hydrocarbons by marine organisms: The potential of bivalve molluscs. Proc. Can. Fed. Biol. Soc. Vol. 26 (in press).

Peakall, D.B., Hallett, D., Miller, D.S., Butler, R.G. and Kinter, W.B. 1980. Effects of ingested crude oil on black guillemots: A combined field and laboratory study. Ambio 9: 28-30.

Peakall, D.B., Hallett, D.J., Bend, J.R., Foureman, G.L. and Miller, D.S. 1982. Toxicity of Prudhoe Bay crude oil and its aromatic fractions to nestling herring gulls. Environ. Res. 27: 206-215.

Peake, E. and Parker, K. 1979. Polynuclear aromatic hydrocarbons and the mutagenicity of used crankcase oils. In Polynuclear aromatic hydrocarbons: Chemistry and biological effects. Edited by A. Bjorseth and A.J. Dennis. Batelle Press, Columbus, Ohio. pp. 1025-1039.

Pederson, P.S., Ingwersen, J., Nielsen and T., Larsen, E. 1980. Effects of fuel, lubricant, and engine operating parameters on the emission of polycyclic aromatic hydrocarbons. Environ. Sci. Technol. 14: 71-79.

Pelroy, R.A., Sklarew, D.S. and Downey, S.P. 1981. Comparison of the mutagenicities of fossil fuels. Mutat. Res. 90: 233-245.

Peters, J. and Seifert, B. 1980. Losses of benzo[a]pyrene under conditions of high-volume sampling. Atmos. Environ. 14: 117-119.

Peters, J.A. and Thalman, M.T. 1980. Nonfossil fueled boilers, emission test report: St. Joe paper company. US Environmental Protection Agency. EPA-EMB-80-WEB-6. (quoted in Peters et al. 1981).

Peters, J.A., Deangelis, D.G. and Hughes, T.W. 1981. An environmental assessment of POM emissions from residential wood-fired stoves and fireplaces. In Proc. 5th symp. on polynuclear aromatic hydrocarbons: Chemistry, analysis and biological fate. Edited by M. Corke and A.J. Dennis. Batelle Press, Columbus, Ohio. pp. 571-581.

Pezzuto, J.M., Yang, C.S., Yang, S.K., McCourt, D.W. and Gelboin, H.V. 1978. Metabolism of benzo[a]pyrene and (-) trans-7,8-dihydroxy-7,8-dihydrobenzo[a]pyrene by rat liver nuclei and microsomes. Cancer Res. 38: 1241-1245.

Philpot, R.M., James, M.O. and Bend, J.R. 1977. Metabolism of benzo[a]pyrene and other xenobiotics by microsomal mixed-function oxidases in marine species. In Sources, effects and sinks of hydrocarbons in the aquatic environment. American Institute of Biological Science, Arlington, VA. pp. 184-199.

Pierce, R.C. and Katz, M. 1975. Dependency of polynuclear aromatic hydrocarbon content on size distribution of atmospheric aerosols. Environ. Sci. Technol. 9: 347-353.

Pierotti, G.J., Deal, C.H. and Derr, E.L. 1959. Activity coefficients and molecular structure. Ind. Eng. Chem. 51: 95-102.

Pitts, J.N. 1979. Photochemical and biological implications of the atmospheric reactions of amines and benzo[a]pyrene. Philos. Trans. R. Soc. London Ser. A. 290: 551-576.

Pitts, J.N., Van Cauwenberghe, K.A., Grosjean, D., Schmid, J.P., Fitz, D.R., Belser, W.L., Knudson, G.B. and Hynds, P.M. 1978. Atmospheric reaction of polycyclic aromatic hydrocarbons. Facile formation of mutagenic nitro derivatives. Science 202: 515-519.

Pitts, J.N., Lokensgard, D.M., Ripley, P.S., Van Cauwenberghe, K., Van Vaeck, L., Shaffer, S.D., Thill, A.J. and Belser, W.L. 1980. "Atmospheric" epoxidation of benzo[a]pyrene-4,5,oxide. Science 210: 1347-1349.

Pliss, G.B. and Khudoley, V.V. 1975. Tumor induction by carcinogenic agents in aquarium fish. J. Natl. Cancer Inst. 55: 129-136.

Powell, N.A., Sayce, C.S. and Tufts, D.F. 1970. Hyperplasia in an estuarine bryozoan attributable to coal tar derivatives. J. Fish. Res. Board Can. 27: 2095-2096.

Prather, J.W., Tarrer, A.R., Guin, J.A., Johnson, D.R. and Neely, W.C. 1977. High pressure liquid chromatographic studies of coal liquifaction kinetics. In Liquid fuels from coal. Edited by R.T. Ellington. Academic Press, New York. pp. 245-253.

Pupp, C., Lao, R.C., Murray, J.J. and Pottie, R.F. 1974. Equilibrium vapor concentrations of some polycyclic aromatic hydrocarbons, $As_4O_6$ and $SeO_2$ and the collection efficiencies of these air pollutants. Atmos. Environ. 8: 915-925.

Radding, S.B., Mill, T., Gould, C.W., Liu, D.H., Johnson, H.L., Bomberger, D.C. and Fojs, C.V. 1976. The environmental fate of selected polynuclear aromatic hydrocarbons. Prepared for Environmental Protection Agency. US National Technical Information Service PB-250-948. 122 pp.

Rahimtula, A.D., O'Brien, P.J. and Payne, J.F. 1982. Induction of xenobiotic metabolism in rats on exposure to hydrocarbon based oils. In The toxicology of petroleum hydrocarbons. Edited by H.N. MacFarland, C.E. Holdsworth, J.A. MacGregor, R.W. Call and M.L. Kane. American Petroleum Institute, Washington, D.C. pp. 115-121.

Ramdahl, T. 1981. Sources and emission factors of polycyclic aromatic hydrocarbons. Presented at OECD workshop on polycyclic aromatic hydrocarbons. Paris, October 1981. 27 pp.

Readman, J.W., Mantoura, R.F.C., Rhead, M.M. and Brown, L. 1982. Aquatic distribution of heterotrophic degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the Tamar Estuary. Estuarine Coastal Mar. Sci. 14: 369-389.

Reznik, R.B. and Toy, H.D. 1978. Source assessment: Major barium chemicals. US Environmental Protection Agency. EPA-600/2-78-004z. (quoted in Peters et al. 1981).

Robinson, E. 1976. Pollutant sources of particulate materials in marine atmospheres. SCOR-NAS Workshop on Tropospheric transport of pollutants to the ocean. (cited by C. Patterson et al. 1976). In Marine pollutant transfer. Edited by H.L. Windom and R.A. Duce. D.C. Heath and Co. pp. 23-36.

Roesijadi, G., Anderson, J.W. and Blaylock, J.W. 1978. Uptake of hydrocarbons from marine sediments contaminated with Prudhoe Bay crude oil: Influence of feeding type of test species and availability of polycyclic aromatic hydrocarbons. J. Fish. Res. Board. Can. 35: 608-614.

Rose, F.L. 1977. Tissue lesions of tiger salamanders (Ambystoma tigrinum): Relationship to sewage effluents. Ann. N.Y. Acad. Sci. 298: 270-279.

Rose, F.L. and Harshbarger, J.C. 1977. Neoplastic and possibly related skin lesions in neotenic tiger salamanders from a sewage lagoon. Science 196: 315-317.

Rosenkranz, H.S., McCoy, E.C., Sanders, D.R., Butler, M., Kiriazides, D.K. and Mermelstein, R. 1980. Nitropyrenes: Isolation, identification and reduction of mutagenic impurities in a carbon black in toners. Science 209: 1039-1043.

Rossi, S.S. and Neff, J.M. 1978. Toxicity of polynuclear aromatic hydrocarbons to the marine polychaete, Neanthes arenaceodentata. Mar. Pollut. Bull. 9: 220-223.

Rossi, S.S. and Thomas, W.H. 1981. Solubility behavior of three aromatic hydrocarbons in distilled water and natural seawater. Environ. Sci. Technol. 15: 715-716.

Rossi, S.S., Anderson, J.W. and Ward, G.S. 1976. Toxicity of water-soluble fractions of four test oils for the polychaetous annelids, Neanthes arenaceodentata and Capitella capitata. Environ. Pollut. 10: 9-18.

Roubal, G. and Atlas, R.M. 1978. Distribution of hydrocarbon-utilizing microorganisms and hydrocarbon biodegradation potentials in Alaskan continental shelf areas. Appl. Environ. Microbiol. 35: 897-905.

Roubal, W.T., Collier, T.K. and Malins, D.C. 1977. Accumulation and metabolism of carbon-14 labeled benzene, naphthalene and anthracene by young coho salmon (Onchorynchus kisutch). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 5: 513-529.

Ruben, L.N. and Balls, M. 1964. The implantation of methylcholanthene crystals into regenerating and non-regenerating forelimbs of Xenopus laevis. J. Morphol. 115: 239-253.

St. Louis, R. 1977. Emission test results. Pennsylvania Dept. of Environmental Resources. Harrisburg, Penn. (as quoted in Ramdahl 1981).

Sabourin, T.D. and Tullis, R.E. 1981. Effect of three aromatic hydrocarbons on respiration and heart rates of the mussel Mytilus californianus. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 26: 729-736.

Salmeen, I., Durisin, A.M., Prater, T.J., Riley, T. and Schuetzle, D. 1982. Contribution of 1-nitropyrene to direct-acting Ames assay mutagenicities of diesel particulate extracts. Mutat. Res. 104: 17-23.

Santodonato, J., Howard, P. and Basu, D. 1981. Health and ecological assessment of polynuclear aromatic hydrocarbons. J. Environ. Pathol. Toxicol. 5: 1-364.

Sawicki, E., Mesker, J.E. and Morgan, M.J. 1965. The quantitative compositions of air pollution source effluents in terms of aza heterocyclic compounds and polynuclear aromatic hydrocarbons. Int. J. Air Water Pollut. 9: 921-928.

Schaad, R.E. 1970. Chromatography of (carcinogenic) polycyclic aromatic hydrocarbons. Chromatogr. Rev. 13: 61-82.

Schmeltz, I. and Hoffman, D. 1976. Formation of polynuclear aromatic hydrocarbons from combustion of organic matter. In Carcinogenesis, Volume 1. Polynuclear aromatic hydrocarbons: Chemistry, metabolism and carcinogenesis. Edited by R.D. Freudenthal and P.W. Jones. Raven Press, New York. pp. 225-239.

Schmeltz, I., Task, J., Hilfrich, J., Hirota, N., Hoffman, D. and Wynder, E.L. 1978. Bioassays of naphthalene and alkylnaphthalenes for co-carcinogenic activity: Relation to tobacco co-carcinogenesis. In Carcinogenesis, Vol. 3: Polynuclear aromatic hydrocarbons. Edited by P.W. Jones and R.I. Freudenthal. Raven Press, New York. pp. 47-60.

Schnell, J.V., Gruger, E.H. and Malins, D.C. 1980. Mono-oxygenase activities of coho salmon (Oncorhynchus kisutch) liver microsomes using three polycyclic aromatic hydrocarbon substrates. Xenobiotics 10: 229-234.

Schure, M.R. and Natusch, D.F.S. 1982. The effect of temperature on the association of POM with airborne particles. In Polynuclear aromatic hydrocarbons: Physical and biological chemistry. Edited by M. Cooke, A.J. Dennis and G.L. Fisher. 6th Int. symp. Battelle Press, Columbus, Ohio. pp. 713-724.

Schwarz, F.P. 1977. Determination of temperature dependence of polycyclic aromatic hydrocarbons in aqueous solution by a fluorescence method. J. Chem. Eng. Data 22: 273-277.

Schwarz, F.P. and Wasik, S.P. 1976. Fluorescence measurement of benzene, napthalene, anthracene, pyrene, fluoranthene and benzo[a]pyrene in water. Anal. Chem. 48: 425-428.

Searl, T.D., Robbins, W.K. and Brown, R.A. 1979. Determination of polynuclear aromatic hydrocarbons in water and wastewater by a gas chromatographic - ultraviolet spectrophotometric method. In Measurement of organic pollutants in water and wastewater, Edited by C.E. Van Hall. American Society for Testing and Materials. ASTM STP 686. pp. 164-180.

Selye, H. 1976. Stress in health and disease. Butterworth, Boston.

Selye, H. 1977. Present status of the stress concept. Clin. Ther. 1: 3-15.

Serth, R.W. and Hughes, T.W. 1977. Source assessment: Carbon black manufacture. US Environmental Protection Agency. EPA-600/2-8 77-107k (quoted in Peters et al. 1981).

Shabad, L.M. 1980. Input of chemical carcinogens (PAH) to the atmosphere and their circulation in the environment. Proceedings of the symposium on the development of multi-media monitoring of environmental pollution. Latvia, USSR. pp. 287-297.

Shahin, M.M. and Fournier, F. 1978. Suppression of mutation induction and failure to detect mutagenic activity with Athabasca tar sand fractions. Mutat. Res. 58: 29-34.

Shaw, D.G., McIntosh, D.J. and Smith, E.R. 1979. Arene and alkane hydrocarbons in nearshore Beaufort Sea sediments. Estuarine Coastal Mar. Sci. 9: 435-449.

Sherill, T.W. and Sayler, G.S. 1980. Phenanthrene biodegradation in freshwater environments. Appl. Environ. Microbiol. 39: 172-178.

Shultz, M.E. and Shultz, R.J. 1982. Induction of hepatic tumors with 7,12-dimethylbenz[a]anthracene in two species of viviparous fishes (genus Poeciliopsis). Environ. Res. 27: 337-351.

Siebert, P.C., Coleman, R.D., Craig, C.A. and Coffey, E.B. 1978. Preliminary assessment of the sources, control and population exposure to airborne polycyclic organic matter as indicated by benzo[a]pyrene. EPA draft report. (quoted in Peters et al. 1981).

Singer, S.C., March, P.E., Gonsoulin, F. and Lee, R.F. 1980. Mixed function oxygenase activity in the blue crab, Callinectes sapidus: Characterization of enzyme activity from stomach tissue. Comp. Biochem. Physiol.,C 65: 129-134.

Sirota, G.R., Uthe, J.F., Sreedharan, A., Matheson, S., Musial, T. and Hamilton, K. 1982. Polynuclear aromatic hydrocarbons in lobsters (Homarus americanus) and sediments in the vicinity of a coking facility. In 7th Int. symp. on polynuclear aromatic hydrocarbons. Battelle, Columbus, Ohio (in press).

Sisler, F.D. and ZoBell, C.E. 1947. Microbial utilization of carcinogenic hydrocarbons. Science 106: 521-522.

Slinn, W.G.N. 1978. Relationships between removal processes and residence times for atmospheric pollutants. Oregon State University, Corvallis, Oregon. U.S. Department of Commerce, National Technical Information Service. CONF 780611-3. 48 pp.

Smith, J. (Ed.). 1968. Torrey Canyon - pollution and marine life. Report of the Plymouth Laboratory of the Marine Biological Association of the United Kingdom, London. Cambridge University Press, London. 196 pp.

Smith, J.H., Mabey, W.R., Bohonos, N., Holt, B.R., Lee, S.S., Chou, T.W., Bomberger, D.C. and Mill, T. 1977. Environmental pathways of selected chemicals in freshwater systems. I. Background and experimental procedures. U.S. Environmental Protection Agency. Available from US National Technical Information Service PB-2174 548. 80 pp.

Smith, J.H., Mabey, W.R., Bohonos, N., Holt, B.R., Lee, S.S., Chou, T.W., Bomberger, D.C. and Mill, T. 1978. Environmental pathways of selected chemicals in freshwater systems. II. Laboratory studies. USEPA. Available from US National Technical Information Service PB-288 511. 405 pp.

Sonstegard, R.A. 1977. Environmental carcinogenesis studies in the fishes of the Great Lakes of North America. Ann. N.Y. Acad. Sci. 298: 261-269.

Sonstegard, R.A. and Leatherland. 1979. Hypothyroidism in rats fed Great Lakes coho salmon. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 22: 779-784.

Sonstegard, R.A. and Leatherland, J.F. 1980. Aquatic organism pathobiology as a sentinal system to monitor environmental carcinogens. Environ. Sci. Res. 16: 513-520.

Sorrell, R.K., Dressman, R.C. and McFarren, E.J. 1977. HPLC for measurement of PAH in water. In Proc. of the water quality technology conf. Kansas City, MO. December, 1977.

Southern, P.F. and Waters, W.A. 1960. The thermo decomposition of some mean-substituted anthracene photo-oxides. J. Chem. Soc. 1960: 4340-4346.

Southworth, G.R. 1979a. Transport and transformations of anthracene in natural waters. In Aquatic toxicology. Edited by L.L. Marking and R.A. Kimerle. American Society for Testing and Materials. ASTM STP 667. pp. 359-380.

Southworth, G.R. 1979b. The role of volatilization in removing polycyclic aromatic hydrocarbons from aquatic environments. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 21: 507-514.

Southworth, G.R., Beauchamp, J.J. and Schmieder, P.K. 1978a. Bioaccumulation potential of polycyclic aromatic hydrocarbons in Daphnia pulex. Water Res. 12: 973-977.

Southworth, G.R., Beauchamp, J.J. and Schmieder, P.K. 1978b. Bioaccumulation potential and acute toxicity of synthetic fuels effluents in freshwater biota: Azaarenes. Environ. Sci. Technol. 12(9): 1062-1066.

Southworth, G.R., Beauchamp, J.J. and Schmieder, P.K. 1979a. Bioaccumulation of carbazoles: A potential effluent from synthetic fuels. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 23: 73-78.

Southworth, G.R., Parkhurst, B.R. and Beauchamp, J.J. 1979b. Accumulation of acridine from water, food and sediment by the fathead minnow, Pimephales promelas. Water, Air, Soil Pollut. 12: 331-341.

Southworth, G.R., Keffer, C.C. and Beauchamp, J.J. 1980. Potential and realized bioconcentration. A comparison of observed and predicted bioconcentration of azaarenes in the fathead minnow (Pimephales promelas). Environ. Sci. Tech. 14(12): 1529-1531.

Speers, G.C. and Whitehead, E.V. 1969. Crude petroleum. In Organic geochemistry: Methods and results. Edited by G. Eglinton and M.R.J. Murphy. Springer-Verlag, Berlin. pp. 638-675.

Spies, R.B., Telton, J.S. and Dillard, L. 1982. Hepatic mixed-function oxidases in California flatfishes are increased in contaminated environments and by oil and PCB ingestion. Mar. Biol. 70: 1982.

Spindt, R.S. 1978. First annual report on PAH content of heavy duty diesel engine exhaust gases. US Environmental Protection Agency. pp. 238-688.

Stahl, R.G., Arrighi, F.E., Johnston, D.A. and Bernard, G. 1983. Mutagenic evaluation of organic extracts of coal leachates. 14th Annual meeting Environmental Mutagen Society - Program and abstract. San Antonio, Texas. March 3-6. pp. 130.

Stasse, H.L. 1967. Marine tests-analysis of marine panels after exposure for six and a half years. 1958. Cooperative Creosote Project. Proc. Am. Wood Preserv. Assoc. 63: 95-105.

Stegeman, J.J. 1978. Influence of environmental contamination of cytochrome P-450 mixed-function oxygenases in fish: Implications for recovery in the Wild Harbour Marsh. J. Fish. Res. Board Can. 35: 658-674.

Stegeman, J.J. 1980. Mixed-function oxygenase studies in monitoring for effects of organic pollution. Rapp. P.-V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer. 179: 33-38.

Stegeman, J.J. 1981. Polynuclear aromatic hydrocarbons and their metabolism in the marine environment. In Polycyclic hydrocarbons and cancer. Vol. 3. Edited by H.V. Gelboin and P.O.P. Ts'O. Academic Press, New York. pp. 1-59.

Stegeman, J.J. 1983. Personal communication and unpublished data.

Stegeman, J.J. and Kaplan, H.B. 1981. Mixed function oxygenase activity and benzo[a]pyrene metabolism in the barnacle Balanus eburneus (Crustacea, Cirripedia). Comp. Biochem. Physiol.,C 68: 55-62.

Stegeman, J.J. and Woodin, B.R. 1980. Patterns of benzo[a]pyrene metabolism in liver of the marine fish Stenotomus versicolor. Fed. Proc., Fed. Am. Soc. Exp. Biol. 39: 781.

Stegeman, J.J., Binder, R.L. and Orren, A. 1979. Hepatic and extrahepatic microsomal electron transport components and mixed-function oxygenases in the marine fish Stenotomus versicolor. Biochem. Pharmacol. 28: 3431-3439.

Stenberg, U. 1981. Sampling methods for PAH. Presented at OECD workshop on polycyclic aromatic hydrocarbons. Paris, October 1981. 15 pp.

Stich, H.F. and Dunn, B.P. 1980. The carcinogenic load of the environment - benzo[a]pyrene in sediment of arctic waters. Arctic 33: 807-814.

Stich, H.F., Acton, A.B., Dunn, B.P., Oishi, K., Yamazaki, F., Harada, T., Peters, G. and Peters, H. 1977. Geographic variations in tumor prevalence among marine fish populations. Int. J. Cancer 20: 780-791.

Strand, J.W. and Andren, A.W. 1979. Polyaromatic hydrocarbons in aerosols over Lake Michigan, fluxes to the lake. In Polynuclear aromatic hydrocarbons: Chemistry and biological effects. 4th Int. symp. Edited by A. Bjorseth and A.J. Dennis. Batelle Press, Columbus, Ohio. pp. 127-137.

Straughan, D. 1971. Biological and oceanographical survey of the Santa Barbara channel oil spill, 1969-1970. Vol. 1. Biology and bacteriology. Allan Hancock Foundation, Univ. of Southern California, Los Angelas. 426 pp.

Straughan, D. 1977. The sub-lethal effects of natural chronic exposure to petroleum on marine invertebrates. Proc. 1977 oil spill conf. American Petroleum Institute publ. No. 4284.

Straughan, D. and Lawrence, D.M. 1975. Investigation of ovicell hyperplasia in bryozoans chronically exposed to natural oil seepage. Water, Air, Soil Pollut. 5: 39-45.

Stuermer, D.H., Ng, D.J. and Morris, C.J. 1982. Organic contaminants in groundwater near an underground coal gasification site in northeastern Wyoming. Environ. Sci. Technol. 16: 582-587.

Suess, M.J. 1968. Behavior and fate of 3,4-benzpyrene in aqueous systems. PhD Thesis, University of Pittsburgh.

Suess, M.J. 1972. Aqueous solutions of 3,4-benzpyrene. Water Res. 6: 981-985.

Suess, M.J. 1976. The environmental load and cycle of polycyclic aromatic hydrocarbons. Sci. Total Environ. 6: 239-250.

Supernant, N., Hall, R. and Seale, L. 1976. Preliminary emissions assessment of conventional stationary construction systems. EPA-600/2-76-046a (as quoted in Peters et al. 1981).

Suzuki, J., Okazaki, H., Nishi, Y. and Suzuki, S. 1982. Formation of mutagens by photolysis of aromatic compounds in aqueous nitrate solution. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 29: 511-516.

Tan, Y.L. and Heit, M. 1981. Biogenic and abiogenic polynuclear aromatic hydrocarbons in sediments from two remote Adirondack lakes. Geochim. Cosmochim. Acta 45: 2267-2279.

Tarrer, A.R., Guin, J.A., Pitts, W.S., Henley, J.P., Prather, J.W. and Styles, G.A. 1977. Effect of coal minerals on reaction rates during coal liquifications. In Liquid fuels from coal. Edited by R.T. Ellington. Academic Press, New York. pp. 45-61.

Tebbins, B.D., Thomas, J.F. and Mukai, M. 1966. Fate of arenes incorporated with airborne soot. Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 27: 415-522.

Teskeredzic, Z., Britvic, S., Batel, R., Teskeredzic, E. and Kurelec, B. 1980. Epidemiological study of the frequency of neoplasia in fish from the east coast of the Adriatic Sea. Mutat. Res. 74: 198-199.

The Royal Society. 1980. The effects of oil pollution: Some research needs. A memorandum. The Royal Society, 6 Carleton House Terrace, London, SW1Y 5AG.

Thomas, J.F., Mukai, M. and Tebbens, B.D. 1968. Fate of airborne benzo[a]pyrene. Environ. Sci. Technol. 2: 33-39.

Thompson, R.H. 1971. Naturally occurring quinones. 2nd Edition. Buttenworths Scientific Publishers, London. 302 pp.

Thony, C., Thony, J., Lafontaine, M. and Limasset, J.C. 1976. Hydrocarbures polycycliques aromatiques dans les produits petroliers prevention possibles du cancer des huiles minerals. In Environmental pollution and carcinogenic risks. Edited by C. Rosenfeld and W. Davis. IARC 52: 165-170.

Tipson, R.S. 1964. Review of oxidation of polycyclic aromatic hydrocarbons. National Bureau of Standards Report 8363. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. 89 pp.

Tomkins, B.A. and Ho, C.H. 1981. Determination of polycyclic aromatic amines in natural and synthetic crudes. Anal. Chem. 54: 91-96.

Trenholm, A.R. and Beck, L.L. 1978. Assessment of hazardous organic emissions from shot-type coke oven batteries. US Environmental Protection Agency. Durham, N.C. (as quoted in Ramdahl 1981).

USEPA. 1978a. An assessment of the health effects of coke oven emissions. US Environmental Protection Agency. Washington, D.C.

USEPA. 1978b. Preliminary assessment of the source, central and population exposure to airborne POM as indicated by B[a]P. US Environmental Protection Agency. Washington, D.C.

USEPA. 1980. Ambient water quality criteria for polynuclear aromatic hydrocarbons. US Environmental Protection Agency. Avail. from US Dep. of Commerce. US NTIS PB81-117806. 193 pp.

USNAS. 1972. Particulate polycyclic organic matter. US National Academy of Sciences. Washington, D.C. 361 pp.

USNAS. 1975. Petroleum in the Marine Environment. Workshop on Inputs, fates and effects of petroleum in the marine environment. Airlie, Virginia, May 21-25, 1973. US National Academy of Sciences. Washington, D.C. 107 pp.

USNRC. 1980. The international mussel watch. The report of the environmental studies board. Commission on natural resources. US National Research Council. National Academy of Sciences. Washington, D.C. 248 pp.

USNRC. 1981. Health effects of exposure to diesel exhaust: Impact of diesel-powered light-duty vehicles. The report of the diesel impacts study committee. US National Research Council. National Academy of Sciences, Washington, D.C. 169 pp.

Uthe, J.F. 1979. The environmental occurrence and health aspects of polycycic aromatic hydrocarbons. Fisheries and marine service tech. rep. 914. Dept. Fisheries and Oceans, Halifax, Nova Scotia, Canada. 30 pp.

Uthe, J.F., Freeman, H.C., Mounib, S. and Lockhart, W.L. 1980. Selection of biochemical techniques for detection of environmentally induced sub-lethal effects in organisms. Rapp. P.-V. Réun. Cons. Int. Expl. Mer. 179: 39-47.

Van Cauwenberghe, K., Van Vaeck, L. and Pitts, J.M. 1980. Physical and chemical transformations of organic pollutants during aerosol sampling. Adv. Mass Spectrometry. 8B: 1499-1507.

Vandegrift, A.E., Shannon, L.J. et al. 1970. Handbook of emissions, effluents and control practices for stationary particulate pollutant sources. NAPCA No. CPA 22-69-104. (as quoted in Ramdahl 1981).

Vanderkooy, N. 1978. Personal communication to G. Rosenblatt on the subject of the meeting of the Steering Committee on the NEPCO-damage assessment study. Oct. 10, 1978.

Vandermeulen, J.H. and Ahern, T.P. 1976. Effect of petroleum hydrocarbons on algal physiology: Review and progress report. In Effects of pollutants on aquatic organisms. Edited by A.P.M. Lockwood. Cambridge University Press. pp. 107-125.

Vandermeulen, J.H. and Penrose, W.R. 1978. Absence of aryl hydrocarbon hydroxylase (AHH) activity in three marine bivalves. J. Fish. Res. Board Can. 35: 643-647.

Van Langermeersch, A. 1968. Identification and determination of carcinogenic hydrocarbons. Chim. Anal. 50: 3-17.

Van Vaeck, L. and Van Cauwenberghe, K. 1978. Cascade impactor measurements of the size distribution of the major classes of organic pollutants in atmospheric particulate matter. Atmos. Environ. 12: 2229-2239.

Varanasi, U. and Gmur, D.J. 1980. Metabolic activation and covalent binding of benzo[a]pyrene to deoxyribonucleic acid catalyzed by liver enzymes of marine fish. Biochem. Pharmacol. 29: 753-761.

Varanasi, U. and Gmur, D.J. 1981. In vivo metabolism of naphthalene and benzo[a]pyrene by flatfish. In Chemical analysis and biological fate: Polynuclear aromatic hydrocarbons. Batelle Press, Columbus Ohio. pp. 367-376.

Varanasi, U., Stein, J.E. and Hom, T. 1981. Covalent binding of benzo[a]pyrene to DNA in fish liver. Biochem. Biophys. Res. Commun. 103(2): 780-787.

Vassilaros, D.L., Stoker, P.W., Booth, G.M. and Lee, M.L. 1982a. Capillary gas chromatographic determination of polycyclic aromatic compounds in vertebrate fish tissue. Anal. Chem. 54: 106-112.

Vassilaros, D.L., Eastmond, D.A., West, W.R., Booth, G.M. and Lee, M.L. 1982b. Determination and bioconcentration of polycyclic aromatic sulfur in heterocycles in aquatic biota. In Polycyclic aromatic hydrocarbons: Physical and biological chemistry. Edited by M. Cooke, A.J. Dennis and G.L. Fisher. Battelle Press, Columbus, Ohio. pp. 845-858.

Veldre, I.A., Itra, A.R. and Paalme, L.P. 1979. Levels of benzo[a]pyrene in oil shale industry wastes, some bodies of water in the Estonian S.S.R. and in water organisms. Environ. Health Perspect. 30: 211-216.

Vena, F. 1982. Personal communication. Air Pollution Control Directorate. Environmental Protection Service, Environment Canada.

Venkatesan, M.I. and Kaplan, I.R. 1982. Distribution and transport of hydrocarbons in surface sediments of the Alaskan Outer Continental Shelf. Geochim. Cosmochim. Acta. 46: 2135-2150.

Wakeham, S.G. and Farrington, J.W. 1980. Hydrocarbons in contemporary aquatic sediments. In Contaminants and sediments. Vol. 1. Fate and transport, case studies, modelling, toxicity. Edited by R.A. Baker. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Mich. pp. 3-32.

Wakeham, S.G., Schaffner, C. and Giger, W. 1980a. Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent lake sediments. II. Compounds derived from biogenic percursors during early diagenesis. Geochim. Cosmochim. Acta 44: 414-429.

Wakeham, S.G., Schaffner, C. and Giger, W. 1980b. Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent lake sediments. I. Compounds having anthropogenic origins. Geochim. Cosmochim. Acta 44: 403-413.

Walker, J.D., Colwell, R.R. and Petrakis, L. 1975. Evaluation of petroleum-degrading potential of bacteria from water and sediment. Appl. Microbiol. 30: 1036-1039.

Walters, J.M., Cain, R.B., Higgins, I.J. and Corner, E.D.S. 1979. Cell-free benzo[a]pyrene hydroxylase activity in marine zooplankton. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 59: 553-563.

Wang, Y.Y., Rappaport, S.M., Sawyer, R.F., Talcott, R.E. and Wei, E.T. 1978. Direct-acting mutagens in automobile exhaust. Cancer Lett. 5: 39-47.

Wardley-Smith, J. 1973. Occurrence, care and avoidance of the spilling of oil tankers. In Proc. joint conf. prevention and control of oil spills. American Petroleum Institute, Washington, D.C.

Wauchope, R.D. and Getzen, F.W. 1972. Temperature dependence of solubilities in water and heat of fusing of solid aromatic hydrocarbons. J. Chem. Eng. Data 17: 38-41.

Webb, P.A. 1975. Some environmental aspects of creosote. Proc. ann. meeting Wood Preservers Association. San Francisco, April 1975.

Wedgewood, P. and Cooper, R.L. 1954. The detection and determination of traces of polynuclear hydrocarbons in industrial effluents and sewage. II. Sewage humus and treated effluents. The Analyst 79: 163-169.

Wedgewood, P. and Cooper, R.L. 1956. The detection and determination of traces of polynuclear hydrocarbons in industrial effluents and sewage. IV. The quantitative examination of effluents. The Analyst 81: 42-44.

Weil-Malherbe, H. 1946. The solubilization of polycyclic aromatic hydrocarbons by purines. Biochem. J. 40: 351-363.

Whitehouse, B.G. and Cook, R.C. 1982. Estimating the aqueous solubility of aromatic hydrocarbons by high pressure liquid chromatography. Chemosphere 11: 689-699.

Whittle, K.J., Murray, J., Mackie, P.R., Hardy, R. and Farmer, J. 1977. Fate of hydrocarbons in fish. Rapp. P.-V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer 171: 139-142.

WHO. 1970. PAH in the water environment. World Health Organization. Bulletin No. 43(3). pp. 479-508.

Widdows, J., Bakke, T., Bayne, B.L., Donkin, P., Livingston, D.R., Lowe, D.M., Moore, M.N., Evans, S.V. and Moore, S.L. 1982. Responses of Mytilus edulis on exposure to the water-accumulated fraction of North Sea Oil. Mar. Biol. 67: 15-31.

Williams, R.L. and Swarin, S.J. 1979. Benzo[a]pyrene emissions from gasoline and diesel automobiles. SAE Technical Paper Series No. 790419. Society of Automotive Engineers, Inc., Warrendale, Penn. 6 pp.

Wilson, B.W. 1981. Heteroaromatic PAH: Analysis, bioassay and implications for air quality. Presented at OECD Workshop on polycyclic aromatic hydrocarbons. Paris. October 1981. 6 pp.

Wilson, B.W., Pelroy, R. and Cresto, J.T. 1980. Identification of primary aromatic amines in mutagenically active subfractions from coal liquification materials. Mutat. Res. 79: 193-202.

Windsor, J.G., Laflamme, R.E. and Hites, R.A. 1977. Neoplastic skin lesions in salamanders from a sewage lagoon containing perylene. Science 198: 1280-1281.

Wislocki, P.G., Wood, A.W., Chang, R.L., Levin, W., Yagi, H., Hernandez, O., Jerina, P.M. and Conney, A.H. 1976. High mutagenicity and toxicity of a diol epoxide derived from benzo[a]pyrene. Biochem. Biphys. Res. Commun. 68: 1006-1012.

Wolfe, D.A., Clark, R.C., Foster, C.A., Hawkes, J.W., MacLeod, W.D. 1981. Hydrocarbon accumulation and histopathology in bivalve molluscs transplanted to the Baie de Morlaix and the Rode de Brest. In Amoco Cadiz: Fates and effects of the oil spill. Proc. of the int. symp. Centre océanologique de Bretagne, Brest (France) November 19-22, 1979. Centre national pour l'exploitation des océans. Paris. pp. 599-616.

Woo, C.S., Dsilva, A.P., Fassel, V.A. and Oestreich, G.J. 1978. Polynuclear aromatic hydrocarbons in coal-identification by their X-ray excited optical luminescence. Environ. Sci. Technol. 12: 173-174.

Woodward, P.W., Strum, G.P., Vogh, J.W., Holmes, S.A. and Dooley, J.E. 1976. Compositional analysis of synthoil from West Virginia coal. BERC/RI-76/2. Bartlesville Energy Res. Cent., Bartlesville, Okla.

Yamasaki, H., Kuwata, K. and Miyamoto, H. 1982. Effects of ambient temperature on aspects of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons. Environ. Sci. Technol. 16: 189-194.

Yamate, G. 1974. Emissions inventory from forest wildfires, forest managed burns, and agricultural burns. US Environmental Protection Agency. EPA-450/3-74-062. (quoted in Peters *et al.* 1981).

Yevich, P.P. and Barszcz, C.A. 1977. Neoplasia in soft-shell clams (*Mya arenaria*) collected from oil-impacted sites. Ann. N.Y. Acad. Sci. 298: 409-426.

York Research Corp. 1978. Test report for quench tower emissions tests at DOFASCO, Hamilton, Ontario. Stanford, Conn.

Young, G.P. 1977. Effects of naphthalene and phenanthrene on the grass shrimp *Palaemonetes pugio* (Holthuis). Masters thesis. The Graduate College, Texas, A&M University, College Station, Texas. 67 pp.

Youngblood, W.W. and Blumer, M. 1975. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment - homologous series in soils and recent marine sediments. Geochim. Cosmochim. Acta 39: 1303-1314.

Yu, M.-L. and Hites, R.A. 1981. Identification of organic compounds on diesel engine soot. Anal. Chem. 53: 951-954.

Zahn, R.K., Kurelec, B., Zahn-Daimler, G., Müller, W.E.G., Rijavec, M., Batel, R., Given, R., Pondeljak, V. and Beyer, R. 1982. The effect of benzo[a]pyrene on sponges as model organisms in marine pollution. Chem. Biol. Interactions 39: 205-220.

Zedeck, M. 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbons. A review. J. Environ. Pathol. Toxicol. 3: 537-567.

Zepp, R.G. and Schlotzhauer, P.F. 1979. Photoreactivity of selected aromatic hydrocarbons in water. In Polynuclear aromatic hydrocarbons. 3rd int. symp. on chemistry and biology - carcinogenesis and mutagenesis. Edited by P.W. Jones and P. Leber. Ann Arbor Science Publishers. Ann Arbor, Michigan. pp. 141-158.

Zitko, V. 1975. Aromatic hydrocarbons in aquatic fauna. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 14: 621-631.

Zobell, C.E. 1971. Sources and biodegradation of carcinogenic hydrocarbons. Proc. 1971 joint conf. on prevention and control of oil spills. American Petroleum Institute, Washington, D.C. pp. 441-451.

## INDEX DES MATIÈRES

N.B. Les chiffres indiquent le CHAPITRE, la SECTION, la SOUS-SECTION, etc., p.ex., 343 indique le Chapitre 3, la Section 4, la Sous-section 3.


Accessibilité biologique, 413, 423
Adaptation du milieu, 422, 423
Adsorption, Voir Sorption
Aérosols, 321, 3311, 3312, 3413
Affleurements de charbon, 3311
Algues, 334, 3423, 412, 424
Arctique, 3311, 422
Argiles, 3411
Asphaltes, 32221
Aza-arènes, 23, 3421, 411, 412, 413

Bactéries, 313, 3423, 412, 413, 421, 422
Benthos, 3421, 3423, 424
  Voir aussi Sédiments
Benzopyrènes, 311, 3214, 3216, 3222, 32221, 3311, 3312, 332, 333, 334, 335, 3411, 3412, 3413, 3421, 3422
  Pouvoir mutagène, 413, 424
  Toxicité, 411, 412
Bioaccumulation, 3421
Biodégradation, Voir Dégradation - Métabolique; Dégradation - Microbienne
Biosynthèse, 31, 312, 313, 334
Biotes, 3312, 332, 3411, 3421, 3422, 3423, 411, 412, 413, 421
  Voir aussi Crustacés; Invertébrés; Mammifères; Mollusques; Oiseaux; Poissons; Toxicité
Brai de pétrole, 32221

CAH, Voir Composées aromatiques hétérocycliques
Canada
  Émissions de HAP au, 3216
  Voir aussi Pétroles du bassin de l'Alberta; Colombie-Britannique; Grands-Lacs; Nouvelle-Écosse; Ontario
Cancérogènes, agents, 3216, 412, 413, 424
Carburant diesel, 424
Carburants synthétiques, 411, 413
Cendres volantes, 3214, 3311
Champignons, 313, 334, 3423
Coefficient de partage, 22, 3411, 3413, 3421
Colloïdes, 3411, 3413
Colombie-Britannique
  Sediments de Kitimat, 3222, 421
Combustibles fossiles, utilisation de, 311, 3212, 3222, 3311, 421
Combustibles, utilisation de, 311, 321, 3212, 3216, 32221, 3311
  Voir aussi Combustion; Combustibles fossiles, utilisation de; Essence; Origine de la pollutation - Atmosphérique
Combustion, 30, 31, 311, 321, 3212, 3214, 3215, 3216, 3222, 3311, 411, 413
Complexes, 3411, 413
Composés aromatiques hétérocycliques, 21, 311, 3312, 3411
Composés aromatiques hétérocycliques (suite)
  Composition, 3311, 411
  Origines, 321, 3213, 3215, 3216, 32221, 411
  Propriétés chimiques, 23, 32221, 3411, 3412, 3413
  Propriétés physiques, 22, 3411, 3412
Composés organiques polycycliques (COP), 21, 3311
Composés organiques, Voir Composés aromatiques hétérocycliques; Hydrocarbons aromatiques polycycliques
Créosote, 3222, 32221, 331, 3421, 3422
Crustacés, 3421, 3422, 412, 423, 425

Déchets
  Effluents d'épuration, 3221, 32221, 3421
  Industriels, 3221, 3222, 32221, 333, 412
  Municipaux, 3221, 333, 3421, 423
  Voir aussi Incinérateurs
Dégradation, 311
  Facteurs, 3311, 3413, 3423
  Métabolique, 3421, 3422, 413
  Microbienne, 3411, 3423
  Oxydation, 3311, 3413
  Photolyse, 3311, 3411, 3413
  Produits de, 3311, 3423
  Vitesse, 3423
  Voir aussi Hydrocarbures aromatiques polycycliques - Propriétés chimiques
Dépôt, 30, 311, 312, 321, 3312, 335, 413
Dérivés nitrés, 23, 3213, 413
Devenirs dans le milieu, 22, 30, 31, 311, 313, 3216, 3221, 3222, 32221, 3311, 3312, 332, 411, 412, 413
  Bilan global des HAP, 313, 332, 333
  Écosystèmes modèles, 3421
  Mécanismes d'élimination, 3411, 3412
Déversements pétroliers, 24, 2421, 411, 412, 421, 423, 424
Diagenèse, 31, 311, 312, 313
Dioxines, 423
Dispersion, 321, 3412

Eaux de surface, 3312, 333, 3411, 3421
Échappement de diesel, 3213, 413
Effets environnementaux, Voir Biotes; Fréquence des tumeurs; Hydrocarbures aromatiques polycycliques; Milieu aquatique - Pollution par le pétrole; Mutagenèse; Toxicité
Efficacité de la combustion, 3212, 3214
Effluents, Voir Déchets - Industriels; Déchets - Municipaux
Émissions
  D'origine industrielle, 3211, 3212, 3216, 3222, 32221, 3311, 332, 333, 412, 424
  Voir aussi Chaque industrie (p.ex., industrie du charbon) ou ses sous-produits (p.ex. Créosote)
  D'origine non industrielle, 3215, 3216, 32221, 332, 424
  Facteurs d', 3213, 3214, 3216
  Taux, 321, 3212, 3216

## INDEX DES MATIÈRES


Énergie, industries productrices d', Voir Industrie du charbon; Industrie du pétrole; Traitement de l'huile de schiste
Enzymes, 3422, 3423, 412, 413, 422, 423
Essence, 311, 3213, 32221, 3311, 413
Estuaires, 3411, 3423, 412, 424

Facteur de bioconcentration, 22, 3421, 411
Facteurs météorologiques, 3311, 3412, 3413
Fertilité, 3421, 412
Fonderie d'aluminium, 3211, 3216, 3222, 421
Foyers, feux de, 3212, 3216
Fréquence des tumeurs, 424
  Voir aussi Agents cancérogènes
Fuel-oil, 32221, 332
Fumée de cigarette, 321

Gazéification souterraine de charbon, 32221
Grands-Lacs
  Apports de HAP, 3312
  PCB dans les, 423
  Sédiments du Lac Érié, 421
  Tumeurs chez les meuniers du lac Ontario, 424

HAP, Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques
Huile anthracénique, 3222, 32221
Huile de carter, 32221, 413
Huile de coupe, 32221
Hydrocarbures aromatiques, 21, 311, 32221, 3411-3, 3421, 3422, 411, 412, 413, 422
  Effets toxiques, 411, 412
  Voir aussi Composés aromatiques hétérocycliques; hydrocarbures aromatiques polycycliques
Hydrocarbures aromatiques polycycliques
  Composition, 3311, 3312
  Dégradation, 3311, 3411, 3413, 3421, 3422, 413
    Voir aussi Dégradation
  Échantillonnage, 24, 3216, 3221, 3312, 412
  Formation, 30, 31, 311, 312, 313, 32221, 334
  Masse moléculaire, 3311, 3411, 3412, 3421, 3423, 411, 412
  Métabolisation, 3422
  Pouvoir cancérogène, 413, 424
  Présence dans
    Biote, 3421, 411, 412, 413
    Carburants, 32221, 333
    Eaux, 3411, 3421, 411, 413
      Voir aussi Milieu aquatique; Origines de la pollution
    Égouts, 3221, 32221, 333, 424
    Océans, 3312, 332
    Permafrost, 3216
    Sédiments, 311, 312, 3222, 32221, 3312, 332, 3411, 3421, 3422, 3423, 411, 412, 413, 421
      Voir aussi Sédiments
    Sols, 311
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (suite)
  Propriétes chimiques, 22, 23, 24, 311, 3221, 32221, 3311, 335, 3411, 3412, 3413, 413
  Propriétes physiques, 22, 3221, 32221, 3311, 3411, 3412
  Sources, 30, 31, 311, 32-32221, 3311, 333, 334, 335
    Voir aussi Origines de la pollution
  Structure, 21, 32221, 335, 411, 413
  Synthèse, 334
  Toxicité, 411, 412, 413
Hydrocarbures aromatiques polynucléaires, Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Incendies de forêt, 311, 321, 3215, 3216
Incinérateurs, 321, 3214, 3215, 3216, 3222, 3311
Industrie de la chaux, 3222
Industrie des plastiques, 3222
Industrie des teintures, 3222
Industrie du charbon, 32221, 3311, 333, 412, 421
  Brai et goudron, 3222, 32221,332, 424
  Conversion, 3222, 32221, 3421, 413
Industrie du coke, 3211, 3216, 3222, 32221, 3311, 3422, 421
Industrie du fer et de l'acier, 32221, 3311
Industrie du pétrole, 3211, 3216, 3222, 32221
Infiltrations de pétrole, 3311, 332, 3421, 421
Invertébrés, 3421, 3422, 411, 413, 421, 423, 424

Lavage des gaz de combustion, 32221
Lubrifiants, 32221, 333

Mammifères, 3422, 413, 423
Matières humiques, 3411
Matières organiques
  Combustion, 3215
  Teneur en HAP, 3214, 32221, 3411
Matières particulaires, 22, 3213, 3216, 32221, 3311, 3312, 3411, 3412, 3413, 3421, 413
  Voir aussi Aérosols
Métabolisation, 3421, 3422, 3423, 413
Micro-organismes, 311, 313, 3423
Milieu aquatique
  Benzopyrène dans le, 3421
  Composés aromatiques hétérocycliques dans le, 411
  Eaux douces, 411
  Hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le, 333, 3421, 411, 412, 413
  Voir aussi Hydrocarbures aromatiques polycycliques
  Origines de la pollution, 30, 311, 313, 32, 32221, 3311, 3312, 332, 333, 334, 335, 3411, 413
  Voir aussi Origines de la pollution
Pollution par le pétrole, 24, 3421, 3422, 411, 412, 421, 422, 423, 424
  Voir aussi Biotes; Sédiments; Toxicité
Mollusques, 3421, 3422, 412, 413, 421, 424

INDEX DES MATIÈRES

Moteurs à combustion interne, 3213, 32221, 3311
Mutagenèse, 3311, 3413, 412, 413, 424

Naphtalènes, 21, 311, 32221, 3411, 3412, 3413, 3421, 3423, 411
  Toxicité, 411, 412
Nappe phréatique, 30, 32221, 333
Noir de fumée, 3211, 3213, 3222
Nouvelle-Écosse, 3422
  Arrow tanker, déversement du pétrolier, 412
  Sydney, port de, 32221, 3421

Océans
  Apport de HAP dans les, 3312, 332, 333, 335
  Hydrocarbures dans les, 3221
Oiseaux, 3422, 412
Ontario, 3215, 3216
Origine industrielle, Voir Fonderies d'aluminium; Industrie du charbon; Industrie du coke; Industrie des teintures; Émissions; Industrie du fer et de l'acier; Industrie du pétrole; Traitement de l'huile de schiste; Déchets - Industriels
Origines atmosphériques, Voir Origines de la pollution - Atmosphérique
Origines de la pollution, 32-32221, 3311-335
  Agricole, 321, 3215, 3221
  Atmosphérique, 30, 321-3216, 32221, 3311, 3312, 335, 413
    Voir aussi Combustion
  Automobiles, 311, 3213, 32221, 3311, 413
  Hydrique, 3221, 3222, 322221
    Voir aussi Milieu aquatique - Origines de la pollution; Créosote; Déversements pétroliers
  Industrielle, 3211, 3212, 3216, 3221, 3222, 32221, 3311, 332, 333, 412
    Voir aussi Chacune des industries (p. ex. Industrie pétrolière)
  Municipale, 3221, 333, 3421, 423
  Naturelle, 3215, 3311, 334
    Voir aussi Biosynthèse; Incendies de forêts
  Transport, 321, 3213, 3216, 3311, 332, 413
    Voir aussi Pétrole; Origines de la pollution - Automobiles
Oxydation, 23, 3221, 3311, 3413, 3423, 424
  Voir aussi Dégradation - Oxydation; Photo-oxydation
Oxydes d'azote, 23, 3311
Oxydes de soufre, 23, 3311
Ozone, 23, 3311

Particules, taille des, 3311
PCB et PBB, 423
Pétrole, 311, 3211, 32221, 332, 335, 3411, 3412, 3413
  Brut, 311, 3211, 32221, 332, 3421, 3423, 411, 412, 413
Pétrole (suite)
  CAH dans le, 411
  Effets sur les langoustes, 3422
  Effets sur les oiseaux, 3421, 412
  Effets sur les poissons, 412
  HAP dans les, 332, 421
  Pouvoir mutagène, 413, 424
  Témoins pour études biologiques, 32221, 332
  Toxicité, 411
  Voir aussi Déversements pétroliers
Pétroles du bassin de l'Alberta, 3221
Photo-oxydation, 23, 3311, 3411, 3413
Photolyse, 3311, 3413
Photosynthèse, 412
Pigments, 312, 313, 424
Plancton, 3421, 3422, 411, 424
Plantes, 313, 334, 3421, 412
Poêle à bois, 3212, 3216
Poissons, 3421, 411
  Benzopyrène dans les, 413
  Déversements pétroliers, près de, 423
  Espèces
    Balai (Hippoglossoides elassodon), 412
    Barbotte brune (Ictalurus nebulosus), 424
    Crapet arlequin (Lepomis macrochirus), 3421
    Cyprinidé (Rhodeus amarus), 413
    Épinoche à trois épines (Gasterosteus aculeatus), 413
    Meunier noir (Catastomus commersoni), 3421, 424
    Plie rouge (Pseudopleuronectes sapidus), 412
    Poisson rouge-Carpe (Carassius auratus, Cyprinus carpio), 424
    Poisson-zèbre (Brachydanio rerio), 413
    Poisson plats (Pleuronectidae), 424
    Saumon Coho (Oncorhynchus kisutch), 3421
    Saumon de l'Atlantique (Salmo salar), 3421
    Sole (Parophys vetulis), 3421
    Tête-de-boule (Pimephales promelas), 3421
    Truite, 3421, 412
    Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri), 411
    Truite brune (Salmo trutta), 3421
    Vivipare (Poeciliopis lucida), 413
    Vivipare (P. monacha), 413
  Fréquence des tumeurs, 424
  Métabolisation des HAP, 3422
  PCB et PBB dans les, 423
Précurseurs, 311, 312
  Voir aussi Hydrocarbures aromatiques polycycliques - Formation
Pyrolyse, 311, 321, 3222, 32221, 3311

Réactivité chimique, 23, 311, 3311, 335, 3423
Rejets sur terre, 30, 333
Ruissellement, 30, 313, 3221, 3312, 333, 413

Sables bitumineux, 413
Santé animale, 421, 424
  Voir aussi Toxicité

INDEX DES MATIÈRES

Sédiments, 311, 312, 3222, 32221, 3311, 3312, 332, 3423
  Études radio-isotopiques, 3421
  Études sur l'Atlantique canadien, 32221, 3421, 421
    Effets des HAP sur les biotes, 411, 413
    Pétrole, 412, 421, 423
    Teneur en benzopyrène, 3421, 3423
    Tumeurs chez les poissons, 424
  Perturbation, 3411, 3413, 3423
Solubilisation, 3411
Solubilité, 22, 311, 3411, 3413, 412
Sorption, 22, 311, 3216, 3221, 3311, 3411, 3412, 3413, 3421, 3423
Suie, 3311, 413
Survie des populations, 412, 422, 423

Tératogenèse, 412, 413
Toxicité, 411, 412, 413
  Aiguë, 411
  Sub-létale, 412
Traitement de l'huile de schiste, 3222, 32221

Usines à gaz, 3222, 32221

Véhicules de loisirs, 3216
Volatilisation, 321, 3311, 3411, 3412

# PUBLICATIONS

of the
du

Environmental Secretariat
Secrétariat de l'environnement

NRCC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality
CNRC-Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement

| NRCC No.<br>CNRC n° | |
|---|---|
| 12678 | Inventory of Pollution-Relevant Research in Canada. Interim Report, Vols. 1, 2.<br>Etat de recherches sur la pollution au Canada. Rapport provisoire, Tomes 1, 2.<br>1972. 310 pp. $6.50. (Out of print - Edition épuisée) |
| 14108 | Inventory of Pollution-Relevant Research in Canada. Vols. 3, 4.<br>Etat de recherches sur la pollution au Canada. Tomes 3, 4.<br>1975. 558 pp. $6.50. |
| 12226 | Environmental Fluoride (Special Report). 1971. 39 pp. |
| 12226 | Le fluor dans l'environnement. 1971. 41 pp. |
| 13079 | Detection and Inactivation of Enteroviruses in Water. 1973. 26 pp. $1.25. |
| 13080 | Problems and Selection of Topics for Compilation of Cause/Effect Data. 1973. 51 pp. $1.25. |
| 13236 | Détection et inactivation des entérovirus dans l'eau. 1973. 30 pp. $1.25. |
| 13339 | Problèmes et choix de thèmes en vue d'une compilation de données cause/effet. 1974. 45 pp. $1.25. |
| 13501 | The Effects of Pulp and Paper Wastes on Aquatic Life with Particular Attention to Fish and Bioassay Procedures for Assessment of Harmful Effects. 1973. 60 pp. $1.50. |
| 13502 | L'effet des déchets de pâtes et papier sur la vie aquatique. 1974. 75 pp. $2.50. |
| 13566 | A Criteria Digest on Radioactivity in the Environment. 1974. 53 pp. $1.50. |
| 13567 | Un résumé de critères sur la radioactivité dans l'environnement. 1974. 45 pp. $1.50. |
| 13682 | Lead in the Canadian Environment. 1973. 116 pp. $2.00. (Out of print - See NRCC 16736). |
| 13683 | Le plomb dans l'environnement canadien. 1973. 130 pp. $2.00. (Edition épuisée - voir CNRC 16737). |
| 13684 | Picloram: The Effects of Its Use as a Herbicide on Environmental Quality. 1974. 128 pp. $1.00. |
| 13685 | Piclorame: les effets de son utilisation comme herbicide sur l'état de l'environnement. 1974. 130 pp. $1.00. |
| 13686 | A Method of Monitoring Nationally for Possible Delayed Effects of Various Occupational Environments. 1974. 42 pp. $1.25. |
| 13687 | Une méthode de surveillance nationale des effets possibles, à long terme, du milieu professionnel sur la santé. 1974. 40 pp. $1.25. |
| 13688 | Environmental Cause/Effect Phenomena Relating to Technological Development in the Canadian Arctic. 1974. 125 pp. $2.00. |
| 13689 | Phénomènes environnementaux de cause à effet liés au progrès technique dans l'arctique. 1974. 128 pp. $2.00. |
| 13690 | The Application of the Phosphorus Loading Concept to Eutrophication Research. 1974. 42 pp. $1.25. |
| 13691 | Application du concept de la vitesse d'apport de phosphore par unité de surface à la recherche sur l'eutrophisation. 1974. 44 pp. $1.25. |

Available through prepaid purchase orders from

En vente, moyennant commandes prepayées, au Service des

Publications, NRCC/CNRC
Ottawa, Ontario K1A 0R6

NRCC No.
CNRC n°

14094 Chlordane: Its Effects on Canadian Ecosystems and Its Chemistry. 1974. 189 pp. $1.00.

14095 Chlordane: ses effets sur les ecosystèmes canadiens et sa chimie. 1975. 192 pp. $1.00.

14096 Photochemical Air Pollution: Formation, Transport and Effects. 1975. 224 pp. $2.50.

14097 La pollution photochimique de l'air: sa formation, son transport et ses effets. 1976. 203 pp. $2.50.

14098 Endosulfan: Its Effects on Environmental Quality. 1975. 100 pp. $1.25.

14099 Endosulfan: ses effets sur l'état de l'environnement. 1976. 98 pp. $1.25.

14100 Waterborne Dissolved Oxygen Requirements and Criteria With Particular Emphasis on the Canadian Environment. 1975. 111 pp. $2.00.

14101 Exigences et critères relatifs à l'oxygène dissous dans l'eau, et leurs particularités à l'environnement canadien. 1976. 111 pp. $2.00.

14102 Methoxychlor: Its Effects on Environmental Quality. 1975. 164 pp. $2.00.

14103 Méthoxychlore: ses effets sur l'état de l'environnement. 1976. 161 pp. $2.00.

14104 Fenitrothion: The Effects of Its Use on Environmental Quality and Its Chemistry. 1975. 162 pp. $2.00.

14105 Fénitrothion: effets de son utilisation sur l'état de l'environnement, et sa chimie. 1976. 164 pp. $2.00.

14106 Arboviruses and Human Health in Canada. 1975. 35 pp. $1.25.

14107 Arbovirus pathogènes au Canada. 1976. 40 pp. $1.25.

14109 Waste Heat in the Aquatic Environment. 1975. 40 pp. $1.00.

14110 Pollution thermique de l'environnement aquatique. 1976. 68 pp. $1.00.

15015 Sulphur and Its Inorganic Derivatives in the Canadian Environment. 1977. 426 pp. $5.00.

15016 Le soufre et ses dérivés minéraux dans l'environnement canadien. 1978. 441 pp. $5.00.

15017 Effects of Chromium in the Canadian Environment. 1976. 168 pp. $2.00.

15018 Les effets du chrome dans l'environnement canadien. 1977. 162 pp. $2.00.

15019 The Effects of Alkali Halides in the Canadian Environment. 1977. 171 pp. $2.00.

15020 Les effets des halogénures alcalins dans l'environnement canadien. 1977. 171 pp. $2.00.

15021 The Effects of Petroleum Refinery Liquid Wastes on Aquatic Life, with Special Emphasis on the Canadian Environment. 1976. 77 pp. $2.00.

15022 Les effets des déchets liquides du raffinage du pétrole sur la vie aquatique, particulièrement dans l'environnement canadien. 1977. 86 pp. $2.00.

15023 NTA (Nitrilotriacetic Acid) - An Ecological Appraisal. 1976. 46 pp. $1.25.

15024 NTA (acide nitrilotriacétique) - une analyse écologique. 1977. 48 pp. $1.25.

15383 Effects of Noise on Man. 1976. 87 pp. $2.50.

15384 Les effets du bruit sur l'homme. 1977. 92 pp. $2.50.

15385 *Bacillus thuringiensis*: Its Effects on Environmental Quality. 1976. 133 pp. $2.00.

15386 *Bacillus thuringiensis*: ses effets sur l'état de l'environnement. 1977. 127 pp. $2.00.

15387 Medicare Data: Its Use in Defining the Effects of the Environment on Health. 1977. 164 pp. $2.50.

15388 Les statistiques de l'assurance-maladie et leur rôle dans la définition de l'influence de l'environnement sur la santé. 1978. 166 pp. $2.50.

NRCC No.
CNRC n°

15389 Fenitrothion: The Long Term Effects of Its Use in Forest Ecosystems - Current Status. 1977. 18 pp. $1.00.

16074 Fénitrothion: effets à long terme de son utilisation dans les écosystèmes forestiers - situation actuelle. 1977. 20 pp. $1.00.

15391 Effects of Arsenic in the Canadian Environment. 1978. 363 pp. $2.00.

15392 Les effets de l'arsenic sur l'environnement canadien. 1979. 415 pp. $2.00.

16073 Proceedings of a Symposium on Fenitrothion: The Long-Term Effects of Its Use in Forest Ecosystems. Comptes rendus du symposium sur le fénitrothion: les effets à long terme de son utilisation dans les écosystèmes forestiers. 1977. 628 pp. $10.00.

16075 Phenoxy Herbicides: Their Effects on Environmental Quality with Accompanying Scientific Criteria for 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD). 1978. 440 pp. $2.00.

16076 Herbicides phénoxy - analyse de leurs effets sur l'état de l'environnement accompagnée de critères scientifiques à l'égard de la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine (TCDD). 1979. 452 pp. $2.00.

16077 Polychlorinated Biphenyls: Biological Criteria for an Assessment of Their Effects on Environmental Quality. 1978. 172 pp. $2.00.

16078 Polychlorobiphényles: critères biologiques pour évaluer leurs effets sur l'état de l'environnement. 1979. 208 pp. $2.00.

16079 Ecotoxicology of Chlorpyrifos. 1978. 314 pp. $2.00.

16080 Ecotoxicologie du chlorpyrifos. 1979. 250 pp. $2.00.

16081 Environmental Fluoride 1977. 1978. 152 pp. $2.00.

16082 Le fluorure dans l'environnement, 1977. 1979. 175 pp. $2.00.

16446 Effects of Ultraviolet Radiation on Man. 1978. 90 pp. $2.00.

16447 Les effets du rayonnement ultraviolet sur l'homme. 1979. 91 pp. $2.00.

16448 The Biological Effects of Radio-frequency and Microwave Radiation. 1979. 244 pp. $5.00.

16449 Effets biologiques des radiofréquences et des micro-ondes. 1980. 244 pp. $5.00.

16450 The Aqueous Chlorination of Organic Compounds: Chemical Reactivity and Effects on Environmental Quality. 1978. 136 pp. $2.00.

16451 Chloration en milieu aqueux de composés organiques: réactivité chimique et effets sur l'état de l'environnement. 1979. 149 pp. $2.00.

16452 Effects of Asbestos in the Canadian Environment. 1979. 185 pp. $3.00.

16453 Les effets de l'amiante dans l'environnement au Canada. 1980. 202 pp. $3.00.

16454 Copper in the Aquatic Environment: Chemistry, Distribution, and Toxicology. 1979. 227 pp. $3.00.

16455 Le cuivre dans l'environnement aquatique: chimie, répartition et toxicologie. 1980. 249 pp. $3.00.

16736 Effects of Lead in the Environment - 1978. Quantitative Aspects. 1979. 779 pp. $10.00.

16737 Effets du plomb dans l'environnement - 1978. Aspects quantitatifs. 1980. 853 pp. $5.00.

16738 Report of a Special Conference on Hearing Threshold Levels of "Isolated" Human Populations. Comptes rendus du symposium spécial sur les niveaux d'audition des populations humaines "isolées". 1978. 104 pp. $3.00.

16739 Effects of Mercury in the Canadian Environment. 1979. 290 pp. $3.00.

16742 Effets du mercure dans l'environnement au Canada. 1980. 292 pp. $3.00.

NRCC No.
CNRC n°

16740 Carbofuran: Criteria for Interpreting the Effects of Its Use on Environmental Quality. 1979. 191 pp. $2.00.

16741 Carbofurane: critères pour interpréter les effets de son utilisation sur l'état de l'environnement. 1980. 184 pp. $2.00.

16743 Effects of Cadmium in the Canadian Environment. 1979. 148 pp. $3.00.

16744 Les effets du cadmium dans l'environnement canadien. 1979. 150 pp. $3.00.

16745 Effects of Lead in the Canadian Environment - 1978. Executive Report.
Effets du plomb dans l'environnement canadien - 1978. Rapport administratif.
1979. 24 pp. $1.00.

17581 Water Hardness, Human Health, and the Importance of Magnesium. 1979. 119 pp. $3.00.

17582 Dureté de l'eau, santé et importance du magnésium. 1980. 123 pp. $3.00.

17583 Phthalate Esters in the Aquatic Environment. 1980. 108 pp. $3.00.

17584 Esters phtaliques dans l'environnement aquatique. 1981. 110 pp. $3.00.

17585 Executive Reports: Effects of Chromium, Alkali Halides, Arsenic, Asbestos, Mercury, and Cadmium in the Canadian Environment. 80 pp.
Rapports Administratifs: effets du chrome, des halogénures alcalins, de l'arsenic, de l'amiante, du mercure, et du cadmium sur l'environnement canadien. 92 pp.
1980. $3.00.

17586 A Case Study of a Spill of Industrial Chemicals - Polychlorinated Biphenyls and Chlorinated Benzenes. 1980. $5.00.

17587 Effects of Yellow Phosphorus in the Canadian Environment. 1981. 110 pp. $3.00.

17588 Effets du phosphore blanc sur l'environnement canadien. 1981. 112 pp. $3.00.

17589 Zinc in the Aquatic Environment: Chemistry, Distribution, and Toxicology. 1981. 145 pp. $3.00.

17590 Le zinc dans l'environnement aquatique: chimie, répartition et toxicologie. 1981. 152 pp. $3.00.

18128 Intestinal Parasites of Man in the Canadian Environment. 1980. 69 pp. $2.00.

18129 Les parasites intestinaux de l'homme dans l'environnement canadien. 1980. 70 pp. $2.00.

18130 The Ecological Consequences of Dredging and Dredge Spoil Disposal in Canadian Waters. 1982. 142 pp. $5.00.

18131 Les conséquences écologiques du dragage et de l'élimination des résidus du dragage dans les eaux canadiennes. 1983. 150 pp. $5.00.

18132 Effects of Vanadium in the Canadian Environment. 1980. 94 pp. $2.00.

18133 Effets du vanadium dans l'environnement canadien. 1981. 92 pp. $2.00.

18134 Radioactivity in the Canadian Environment. 1980. 129 pp. $3.00.

18135 La radioactivité dans l'environnement canadien. 1981. 133 pp. $3.00.

18156 The Report of the *ad hoc* Panel Convened by the National Research Council of Canada to Review the Spill of Polychlorinated Biphenyls at the Federal Pioneer Ltd. Site in Regina, Saskatchewan. 30 January 1980. 15 pp.

18467 Hydrogen Sulfide in the Atmospheric Environment: Scientific Criteria for Assessing its Effects on Environmental Quality. 1981. 196 pp. $5.00.

18468 Sulfure d'hydrogène dans l'environnement atmospherique: critères scientifiques pour évaluer ses effets sur la qualité de l'environnement. 1982. 204 pp. $5.00.

NRCC No.
CNRC n°

18469 Ethylenethiourea: Criteria for the Assessment of its Effects on Man. 1980. 149 pp. $3.00.

18470 Ethylène-thiourée: critères pour évaluer ses effets sur l'homme. 1981. 187 pp. $3.00.

18471 Pesticide-Pollinator Interactions. 1981. 190 pp. $5.00.

18472 Interactions entre pesticides et pollinisateurs. 1981. 223 pp. $5.00.

18473 Effects of Aerosols on Atmospheric Processes. 1982. 208 pp. $8.00.

18474 Effets des aérosols sur les processus atmosphériques. 1983. 230 pp. $8.00.

18475 Acidification in the Canadian Aquatic Environment: Scientific Criteria for Assessing the Effects of Acidic Deposition on Aquatic Ecosystems. 1981. 369 pp. $10.00.

18476 Acidification dans l'environnement aquatique au Canada: critères scientifiques pour évaluer les effets du dépôt acide sur les écosystèmes aquatiques. 1982. 377 pp. $10.00.

18564 Effects of Inhaled Particles on Human Health: Influence of Particle Size and Shape. 1982. 177 pp. $8.00.

18565 Effets sur la santé des particules absorbées par voie respiratoire: influence de leur taille et de leur forme. 1983. 195 pp. $8.00

18566 Thermal Effects Upon Fishes. 1982. 200 pp. $8.00.

18567 Effets de la pollution thermique sur les poissons. 1983. 210 pp. $8.00.

18568 Effects of Nickel in the Canadian Environment. 1981. 352 pp. $4.00.

18569 Effets du nickel sur l'environnement canadien. 1982. 347 pp. $4.00.

18570 A Screen for the Relative Persistence of Lipophilic Organic Chemicals in Aquatic Ecosystems - An Analysis of the Role of a Simple Computer Model in Screening.
I. A Simple Computer Model as a Screen for Persistence.
II. An Introduction to Process Analyses and Their Use in Preliminary Screens of Chemical Persistence.
1981. 302 pp. $8.00.

18571 Contrôle de la persistance relative de produits organiques lipophiles dans les écosystèmes aquatiques - analyse du rôle d'une simple simulation par ordinateur. 1982. 335 pp. $8.00.

18572 Effects of Propoxur on Environmental Quality with Particular Reference to its Use for Control of Biting Flies. 1982. 238 pp. $8.00.

18573 Les effets du propoxur sur la qualité de l'environnement, notamment quant à son emploi dans la lutte contre les insectes piqueurs. 1982. 253 pp. $8.00.

18574 Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins: Criteria for Their Effects on Man and his Environment. 1981. 251 pp. $8.00.

18575 Polychlorodibenzo-p-dioxines: critères relatifs à leurs effets sur l'homme et son environnement. 1982. 276 pp. $8.00.

18576 Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins: Limitations to the Current Analytical Techniques. 1981. 184 pp. $8.00.

18577 Polychlorodibenzo-p-dioxines: limites des méthodes analytiques actuelles. 1982. 186 pp. $8.00.

18578 Chlorinated Phenols: Criteria for Environmental Quality. 1982. 191 pp. $8.00.

18579 Chlorophénols: critères pour évaluer leurs effets sur l'état de l'environnement. 1982. 217 pp. $8.00.

18976 Farm Animal Manures in the Canadian Environment. 1983. 139 pp. $8.00

18977 L'effet du fumier dans l'environnement canadien. 1983. 145 pp.

18978 Workshop on the Combined Effects of Xenobiotics.
Atelier sur les effets combinés des xenobiotiques.
1982. 253 pp. $8.00.

NRCC No.
CNRC n°

18979 Aminocarb: The Effects of its Use on the Forest and the Human Environment. 1982. 253 pp. $8.00.

18980 Aminocarbe: effets de son utilisation sur la forêt et l'environnement. 1983. 271 pp. $8.00

18981 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment: Formation, Sources, Fate and Effects on Aquatic Biota. 1983. 209 pp. $8.00

18982 Les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le milieu aquatique: formation, sources, devenir et effets sur le biote aquatique. 1984. 218 pp. $8.00

18983 The Need for New Directions in Toxicological Funding.
Le besoin d'une nouvelle politique en ce qui concerne les subventions dans le domaine toxicologique. 1982. 11 pp. $2.00.

19244 Ultrasound: Characteristics and Biological Action. 1981. 284 pp. $8.00.

19245 Les ultrasons: caractéristiques et action biologique. 1982. 284 pp. $8.00.

19246 The Effects of Cyanides on Aquatic Organisms with Emphasis upon Freshwater Fishes. 1982. 139 pp. $5.00.

19247 Effets des cyanures sur les organismes aquatiques, notamment sur les poissons d'eau douce. 1983. 144 pp. $5.00.

19248 Biting Flies in Canada: Health Effects and Economic Consequences. 1982. 157 pp. $5.00.

19249 Insectes piqueurs au Canada: effets sur la santé et conséquences économiques. 1983. 169 pp. $5.00.

19250 Radioactivity in the Canadian Aquatic Environment. 1983. 292 pp. $8.00

19251 La radioactivité dans l'environnement aquatique au Canada. 1983. 292 pp. $8.00

19252 Data Sheets on Selected Toxic Elements. 1982. 61 pp. $5.00.

19253 Fiches de données sur certains éléments toxiques. 1983. 48 pp. $5.00

20640 Cold: Special Aspects in the Canadian North. 1983. 33 pp. $3.00.

20641 Aspects particuliers du froid dans le nord canadien. 1983. 33 pp. $3.00

20642 Proceedings of a Symposium on Monitoring and Assessment of Airborne Pollutants with Special Emphasis on Long-range Transport and Deposition of Acidic Materials *and* Workshop on Air and Precipitation Monitoring Networks.
Comptes rendus du symposium sur la surveillance et l'évaluation des polluants en suspension dans l'air et notamment sur le transport à grande distance et le dépôt de substances acides *et* Atelier sur les réseaux de surveillance de l'air et des précipitations.
1983. 502 pp. $8.00.

20643 Interactions of Selenium. 1983. 85 pp. $5.00

20644 Interactions du sélénium avec d'autres éléments. 1983. 85 pp. $5.00

20645 Impact Assessments in Lotic Environments - Methoxychlor. 1983. 130 pp. $5.00

20646 Evaluation des effets du méthoxychlore dans les milieux lotiques. 1984. 144 pp. $5.00

20647 2,4-D: Some Current Issues. 1983. 99 pp. $5.00

20648 2,4-D: quelques questions actuelles. 1984. 106 pp. $5.00

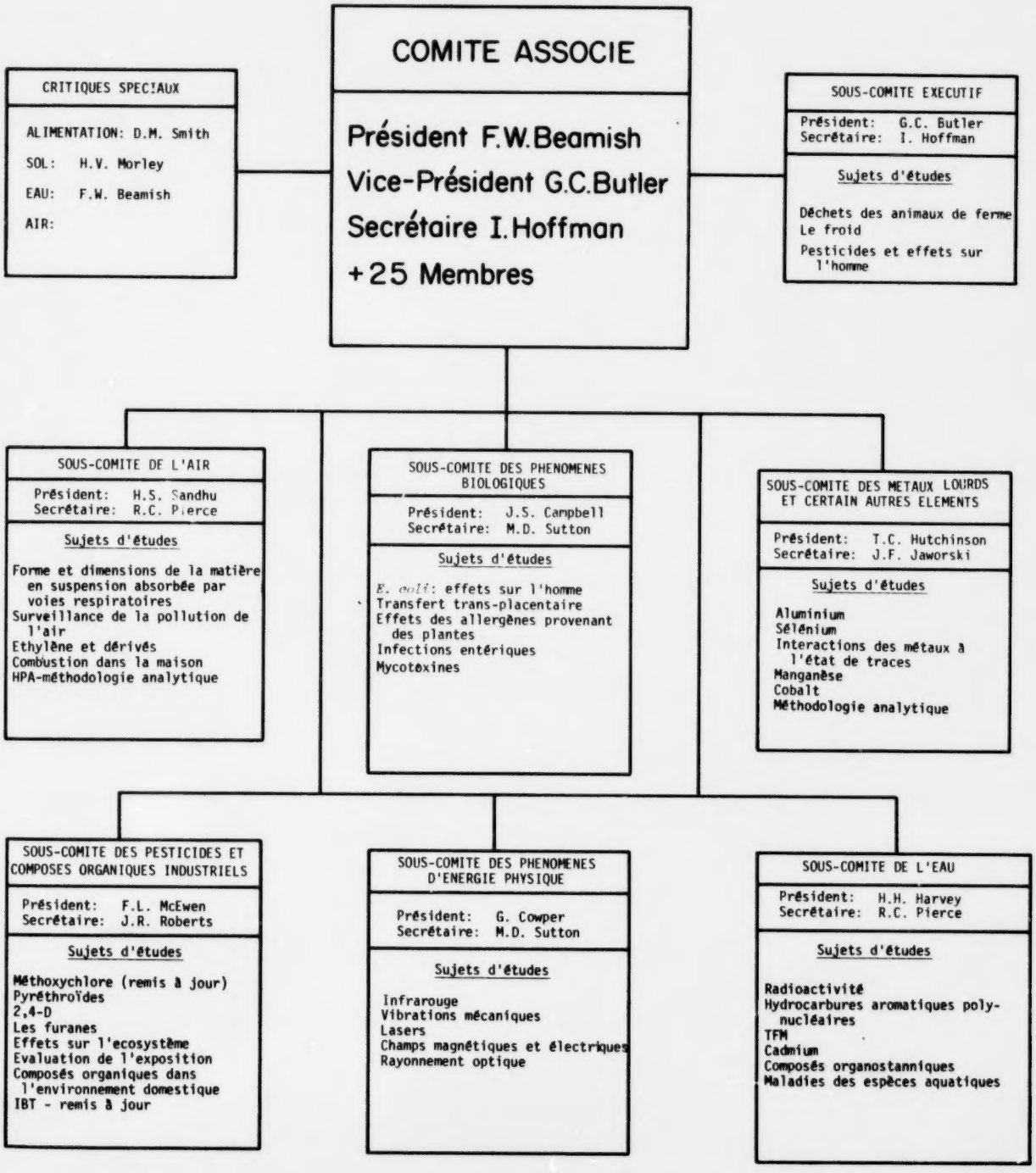
22492 Post "IBT" Assessment of Critical Laboratory Studies on the Mammalian and Avian Toxicology of Fenitrothion. 1984. 110 pp. $5.00

22846 Polychlorinated Dibenzofurans: Criteria for Their Effects on Humans and the Environment. 1984. 243 pp. $8.00

Available through prepaid purchase orders from

En vente, moyennant commandes prepayées, au Service des

Publications, NRCC/CNRC
Ottawa, Ontario K1A 0R6

## ORGANIGRAMME

COMITE ASSOCIE SUR LES CRITERES SCIENTIFIQUES CONCERNANT L'ETAT DE L'ENVIRONNEMENT